



SCHLUSSBERICHT – 15.07.2019

Cost of Inaction: Einschätzung zum Forschungsstand und Anwendung für die Umweltpolitik

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt

Impressum

Empfohlene Zitierweise

Autor: Ecoplan
Titel: Cost of Inaction: Einschätzung zum Forschungsstand und Anwendung für die
Umweltpolitik
Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt
Ort: Bern
Datum: 15.07.2019

Begleitgruppe

Sibyl Anwander, BAFU, Abteilung Ökonomie und Innovation (Projektsteuerung)
Basil Oberholzer, BAFU, Sektion Ökonomie (Projektleitung)
Andreas Hauser, BAFU, Sektion Ökonomie (stv. Projektleitung)
Philipp Hallauer, BAFU, Sektion Verkehr
Roger Ramer, BAFU, Abteilung Klima
Adrian Schertenleib, BAFU, Sektion Hochwasserschutz
Gian-Reto Walther, BAFU, Abteilung Arten, Ökosysteme, Landschaften (AÖL)
Christina Hürzeler, ARE

Projektteam Ecoplan

André Müller
Zita Spillmann
Felix Walter

Fachliche Unterstützung des Projektteams:

Prof. Dr. Bernd Hansjürgens, Leiter des Departments Ökonomie
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ in Leipzig

Der Bericht gibt die Auffassung des Projektteams wieder, die nicht notwendigerweise mit derjenigen des Auftraggebers bzw. der Auftraggeberin oder der Begleitorgane übereinstimmen muss.

ECOPLAN AG

Forschung und Beratung
in Wirtschaft und Politik

www.ecoplan.ch

Monbijoustrasse 14
CH - 3011 Bern
Tel +41 31 356 61 61
bern@ecoplan.ch

Dätwylerstrasse 25
CH - 6460 Altdorf
Tel +41 41 870 90 60
altdorf@ecoplan.ch

Inhaltsübersicht

	Kurzfassung.....	3
	Inhaltsverzeichnis	14
	Abkürzungsverzeichnis	16
1	Einleitung	17
2	Cost of Inaction – Definition und Einordnung.....	18
3	Cost of Inaction – Lehren aus der Literatur.....	32
4	Ansätze zum Umgang mit Cost of Inaction	39
5	Lock-in-Effekte	58
6	Synthese und Empfehlungen	66
	Anhang A: Literaturübersicht Cost of Inaction – Theorie	69
	Anhang B: Literaturübersicht Cost of Inaction - Praxis	71
	Anhang C: Literaturübersicht Lock-in-Effekte	75
	Anhang D: Lehren aus der COI-Literatur	81
	Quellenverzeichnis.....	97

Kurzfassung

Einleitung

Cost of Inaction zeigt den potenziellen Nutzen der Umweltpolitik

Viele unserer heutigen Aktivitäten belasten die Umwelt. Wenn wir «weiter wie bisher» fortfahren mit unseren Aktivitäten und nichts Weiteres gegen die Umweltbelastung unternommen wird (Inaction), schädigen wir die Umwelt mit entsprechenden Kosten (Cost of Inaction, kurz COI, oder häufig auch Cost of Policy Inaction, kurz COPI). Die Vermeidung solcher Kosten ist ein Ziel der Umweltpolitik und zeigt den potenziellen Nutzen von Massnahmen zur Vermeidung der Umweltbelastung. Die COI sind also eine Möglichkeit, den Handlungsbedarf zu unterstreichen. Zudem können sie – als Kehrseite zu den oft isoliert diskutierten Kosten umweltpolitischer Massnahmen – auch den potenziellen Nutzen der Umweltpolitik belegen.

Fragestellungen

Im Rahmen des vorliegenden Berichts soll geklärt werden, wie die Erkenntnisse aus diesen Forschungen zu den COI für die Schweizer Umweltpolitik genutzt werden sollen und wie der weitere Forschungsbedarf eingeschätzt wird. Im Konkreten werden folgende Fragen beantwortet:

- Welche Erkenntnisse aus den bisherigen Forschungen zu den COI können für die Schweizer Umweltpolitik abgeleitet werden?
- Welche Ansätze und Methoden sind anwendbar bzw. besonders vielversprechend und lassen sich auf umweltpolitische Fragestellungen in der Schweiz übertragen?
- Wo und wie lässt sich mit den COI das Bewusstsein bei wichtigen Stakeholdern stärken?
- Wo und wie lassen sich mit den COI Umweltvorhaben besser fundieren und damit die Handlungsbereitschaft stärken?
- Wie sind Lock-in-Effekte zu erfassen und miteinzubeziehen?

Cost of Inaction : Definition und Einordnung

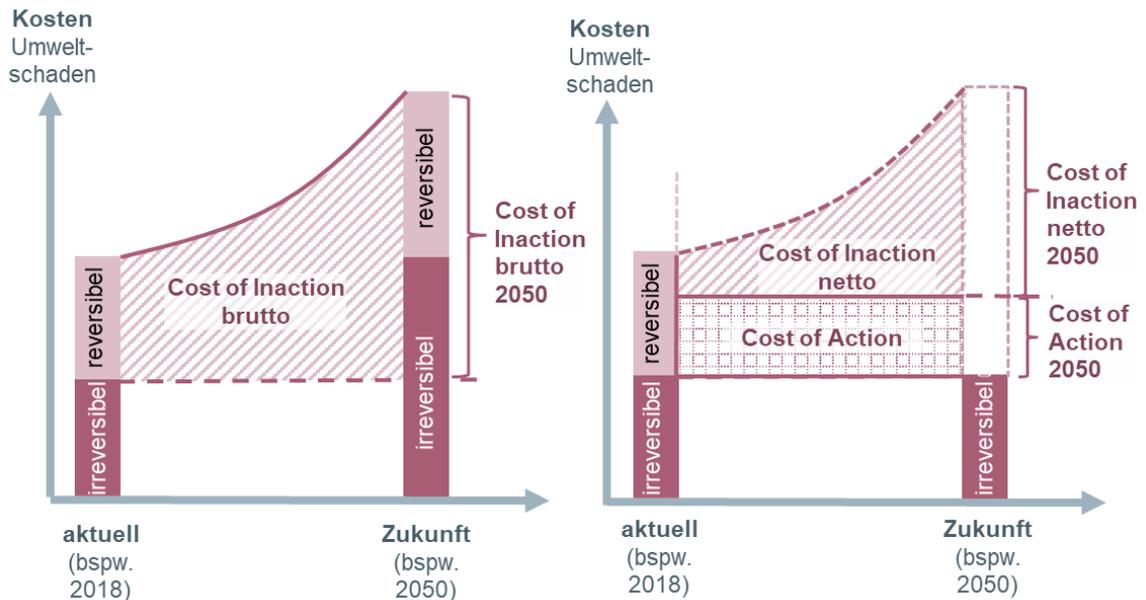
Definition: Unter «Cost of Inaction» bzw. «Kosten des Nichthandelns» versteht man die Kosten, die auftreten, wenn «nicht gehandelt» wird, also im Vergleich zu einem Referenzzustand keine zusätzlichen Massnahmen umgesetzt werden.

Brutto- und Nettokosten des Nichthandelns

Die nachfolgende Abbildung zeigt, dass ausgehend von den heutigen Umweltschäden abgeschätzt wird, wie sich die Umweltschäden weiterentwickeln, wenn nicht mit zusätzlichen Massnahmen gehandelt wird. Die **Bruttokosten des Nichthandelns** (Cost of Inaction brutto) berechnen sich dann als Differenz zwischen den Umweltschäden des aktuellen und künftigen

Nichthandelns und den bereits angefallenen, nicht mehr vermeidbaren irreversiblen Umweltschäden. Zu beachten ist, dass beim Nichthandeln sowohl zusätzliche reversible als auch irreversible Umweltschäden auftreten können. Die **Nettokosten des Nichthandelns** (Cost of Inaction netto) entsprechen den Bruttokosten des Nichthandelns abzüglich der Kosten für die zutreffenden Massnahmen zur Vermeidung der Umweltschäden.

Abbildung 1 Cost of Inaction – von den Brutto- zu den Nettokosten



Quelle: Eigene Darstellung.

COI und die Kosten-Nutzen-Analyse

Im Grundsatz geht es bei einer Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) im Umweltbereich darum, die optimale Massnahme oder den optimalen Massnahmenmix zur Lösung eines Umweltproblems zu bestimmen. Bei der COI stehen dagegen nicht Massnahmenalternativen zur Diskussion, sondern generell das Handeln zur Reduktion der Umweltschäden.

Beabsichtigte Wirkung der Brutto- und Nettokosten des Nichthandelns und der KNA

Die nachfolgende Abbildung 2 zeigt, dass die **Bruttokosten des Nichthandelns** in erster Linie darauf abzielen, ein Bewusstsein für ein Umweltproblem zu schaffen. Die **Nettokosten des Nichthandelns** können die Bereitschaft für das Handeln schaffen. Mit der **KNA** soll dann schliesslich die Bereitschaft für die Umsetzung eines konkreten, optimalen Massnahmenpakets geschaffen werden.

Bruttokosten des Nichthandelns als Fundament für eine künftige KNA

Mit den **Bruttokosten des Nichthandelns** wird das Fundament gelegt für die Monetarisierung der Umweltschäden, welche auch für die Kosten-Nutzen-Analyse nutzbar ist. Bei der Bestimmung der **Nettokosten des Nichthandelns** kann man sich auf eine einzige, grob

definierte Massnahme beschränken, welche die Umweltschäden voll oder zumindest den Grossteil der Umweltschäden vermeidet. Diese Massnahme kann in der Regel aufgrund von Experteneinschätzungen definiert werden, ohne dass eine aufwendige explizite Erfassung oder Modellierung der Massnahmenwirkung auf die Indikatoren vorgenommen werden muss. Im Gegensatz dazu ist bei einer **Kosten-Nutzen-Analyse** in der Regel eine explizite Erfassung oder Modellierung der Massnahmenwirkung auf die Indikatoren notwendig.

Abbildung 2 Cost of Inaction brutto und netto sowie Kosten-Nutzen-Analyse im Vergleich

Ansatz	adressierte Frage	Beabsichtigte Wirkung	Aufwand	Monetarisierung Umweltschäden ohne Massnahme	Kosten und Nutzen einer Massnahme, die Umweltschäden verhindert	Kosten und Nutzen diverser Massnahmenpakete und expliziter Massnahmen-Wirkungs-Beziehung
Cost of Inaction brutto	Wie gross ist das Problem?	Bewusstsein für Problem schaffen				
Cost of Inaction netto	Soll gehandelt werden?	Bereitschaft für Handeln schaffen				
Kosten-Nutzen-Analyse	Welche Massnahmen sind optimal?	Bereitschaft für Umsetzung eines konkreten, optimalen Massnahmenpakets				

Quelle: Eigene Darstellung.

Erkenntnisse zu COI aus der Literatur

Bei den COI-Studien stehen vielfach die Bruttokosten und weniger die Nettokosten des Nichthandelns im Fokus. Stark vertreten sind Studien in den Bereichen Klima und Biodiversität, aber auch in den Bereichen Boden, Chemikalien, effiziente Ressourcennutzung, Landschaft, Luft, Wald und Holz, Wasser / Hydrologie sind COI-Studien zu finden. Aus der Vielzahl von praktischen Anwendungsbeispielen und theoretischen Analyse lassen sich folgende Erkenntnisse ableiten:

- Es liegen **standardisierte Vorgehensschritte** für die Durchführung von COI-Studien vor.
- Es existiert eine **Vielzahl von unterschiedlichen Methoden zur ökonomischen Bewertung**. Die Schwierigkeiten liegen in vielen Fällen weniger bei der ökonomischen Bewertung, als bei den fehlenden Kenntnissen in Bezug auf die Ursache-Wirkungs- und Dosis-Wirkungs-Beziehungen – also beim physischen Wirkungspfad.
- Die Bewertung **irreversibler Umweltschäden** wird häufig qualitativ vorgenommen. Eine ökonomische Bewertung irreversibler Schäden ist grundsätzlich möglich – die Unsicherheiten bleiben aber gross.

- Es besteht ein breiter Konsens, dass die **Unsicherheiten in der Bewertung** von Cost of Inaction mittels **Bandbreiten** aufzuzeigen sind.
- Ein gewisser Konsens besteht darin, dass längerfristige, generationenübergreifende Umweltschäden in der Bewertung der Cost of Inaction angemessen zu berücksichtigen sind – bspw. durch die Wahl einer generell tiefen **sozialen Diskontrate**.
- Die Analyse der **Verteilungseffekte**, also der Frage wer von Umweltschäden und deren Behebung betroffen ist, ist von grosser Bedeutung.

Wann sind COI-Studien sinnvoll?

Ob eine COI-Studie zweckmässig ist, hängt vom potenziellen Nutzen *und* von der Machbarkeit ab (vgl. nachfolgende Abbildung):

Der Nutzen einer COI-Studie im Sinne des Beitrags zum Problembewusstsein und zur Stärkung der Handlungsbereitschaft ist potenziell hoch,

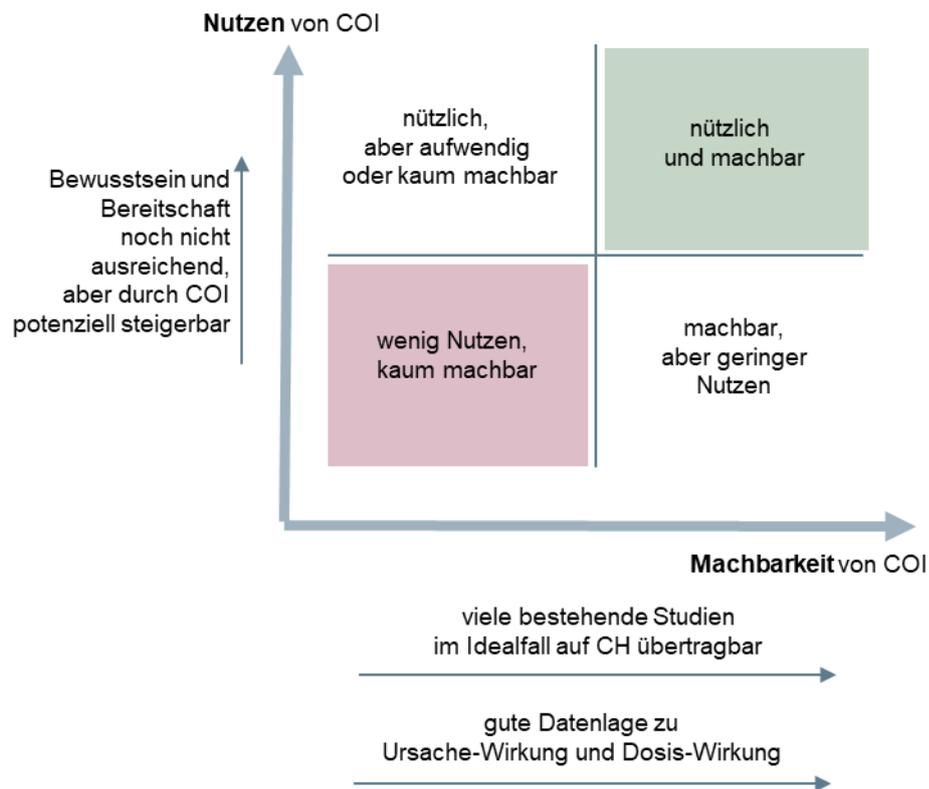
- wenn das Problembewusstsein und die Handlungsbereitschaft im jeweiligen Umweltbereich noch nicht hoch genug sind, dass im Politikprozess adäquate¹ Massnahmen eingeleitet werden;
- wenn zu erwarten ist, dass eine COI-Studie das Problembewusstsein und die Handlungsbereitschaft im jeweiligen Umweltbereich substanziell erhöhen können;
- wenn im Policy-Cycle der Einsatz einer COI-Studie einen Beitrag leisten kann, also insbesondere in den Phasen «Problemerkennung» sowie «Konsolidierung» und «politischer Entscheid», oder wenn in den nachfolgenden Phasen eine Aktualisierung oder Vertiefung möglich ist.

Die **Machbarkeit** wird insbesondere als relativ hoch eingeschätzt,

- wenn bereits nationale Studien zu COI oder zur Monetarisierung von Kosten und Nutzen im jeweiligen Umweltbereich vorliegen, die sich ergänzen und/oder aktualisieren lassen;
- wenn internationale Studien vorliegen, die sich zumindest teilweise auf die Schweiz übertragen lassen;
- wenn das Wissen zu Ursache-Wirkungs-Beziehungen vorhanden ist;
- wenn das Wissen zu Dosis-Wirkungs-Beziehungen vorhanden ist. Ist letzteres nicht gegeben so kann die Kenntnis zu Dosis-Wirkungs-Beziehungen verbessert werden oder mit Risiko-Überlegungen gearbeitet werden.

¹ Welche Massnahmen «adäquat» sind, lässt sich fachlich z. B. anhand von Kosten-Nutzen-Analysen unter Umständen begründen, bleibt aber selbstverständlich letztlich eine politische Frage.

Abbildung 3: Zweckmässigkeit von COI-Studien als Ergebnis von Nutzen und Machbarkeit



Quelle: Eigene Darstellung.

In welchen Umweltbereichen sind COI-Studien in der Schweiz sinnvoll?

Es ist nicht möglich, eine generelle Aussage zum Nutzen und zur Anwendbarkeit von COI-Studien in der Schweiz zu treffen. Auch auf der Ebene einzelner Umweltbereiche ist dies sehr schwierig und würde jeweils eine eigene Vorstudie zur Datenlage und zur Methodik sowie eine vertiefte Analyse von Teilbereichen voraussetzen. Als Anstoss für die Diskussion zeigt die nachfolgende Übersicht, differenziert nach den einzelnen Umweltbereichen, die *Einschätzung von Ecoplan* zum

- *Wissenstand und der Datenlage* zur Ursache-Wirkungs-Beziehung als Voraussetzung für die Durchführung einer COI-Studie und zur Dosis-Wirkungs-Beziehung als Basis für die Abschätzung der künftigen Entwicklung der Umweltschäden.
- *Vorhandensein des Bewusstseins und der Bereitschaft zum Handeln* bei den Schweizer Stakeholdern in Bezug auf die Umweltproblematik im entsprechenden Umweltbereich.
- *bisherigen Beitrag von COI-Studien* zur Bildung von Bewusstsein und Handlungsbereitschaft in der Schweiz.
- *zum künftigen Beitrag* bzw. zum Nutzen von COI-Studien in der Schweiz in Bezug auf das Bilden von Bewusstsein und Handlungsbereitschaft in der Schweiz.

Abbildung 4 Experteneinschätzung Ecoplan zu COI-Potenzialen nach Umweltbereichen

Umweltbereich (Stichworte)	COI- und Moneta- risierungs- studien	Wissen / Datenlage		Heutige Situation bei den CH-Stakeholdern		Bisheriger Beitrag von COI zur heutigen Situation		Künftiger Beitrag von COI	
		Ursache- Wirkungs- Beziehung	Dosis- Wirkungs- Beziehung	Bewusst- sein vorhanden	Bereitschaft zum Handeln vorhanden	zur Bildung von Bewusst- sein in CH	zur Bildung von Handlungs- bereitschaft in CH	zur Bildung von Bewusst- sein in CH	zur Bildung von Handlungs- bereitschaft in CH
Klima (Mitigation, Adaptation)	●	●	◐	●	▲	✓	!	✓	✓
Biodiversität (Arten/Lebensräume, Neobiota, Ökolog. Infrastr., genetisch veränderte Organismen)	◐	◐	◐	▲	▲	!	✗	✓	!
Luft (Luftverschmutzung)	◐	●	◐	●	▲	✓	✓	✓	✓
Wasser (Grundwasser, Oberflächengewässer, Abwasserreinigung, Renaturierung)	◐	●	◐	●	●	✗	!	✗	!
Wald (Waldfäche, Schutzwaldleistung)	◐	◐	◐	●	●	✗	✗	!	!
Ressourcen & Abfall (Ressourcenverbrauch, Siedlungsabfall, Sondermüll, Littering, radioaktiver Abfall)	◐	◐	◐	▲	▲	✗	✗	!	!
Boden (Bodenkontamination, -verdichtung, -erosion)	◐	◐	◐	▲	▲	!	!	!	!
Landschaft (auch Landnutzungsänderungen)	◐	◐	◐	●	▲	!	!	✓	!
Lärm (Lärmbelästigung)	●	●	◐	●	▲	!	!	!	!
«Elektromog» & Licht (Belastung mit nichtionisierender Strahlung, Lichtemissionen)	○	◐	◐	▲	◆	✗	✗	✗	✗
Naturgefahren (Hochwasser, Rutschungen, Lawinen)	◐	●	◐	●	●	✓	✓	✓	✓
Querschnittsthemen & Treiber & Belastungen									
Mobilität (Personen-, Güterverkehr)	◐	●	◐	●	●	✓	✓	✓	✓
Energieversorgung (Strom- und Wärmeversorgung)	◐	●	◐	●	▲	✓	!	✓	✓
Landwirtschaft (landw. Produktion, Pestizide, Dünger)	◐	◐	◐	▲	▲	!	!	✓	✓
Chemikalien (Kältemittel, Medikamente, gefährliche Substanzen)	◐	◐	◐	▲	▲	✗	✗	!	✗

Legende:

Studien vorhanden? / Datenlage?	Ursache- Wirkungs- Beziehung	Dosis- Wirkungs- Beziehung	Heutige Situation bei den CH-Stakeholdern	Bisheriger Beitrag von COI zur Situation	Künftiger Beitrag von COI
keine / keine gefestigte Datenlage	○	○	kaum ◆	nein ✗	nein ✗
vereinzelt / vereinzelte Anhaltspunkte vorhanden	◐	◐	teilweise ▲	vielleicht !	vielleicht !
einige / einige Anhaltspunkte vorhanden	◐	◐	festigt ●	ja ✓	ja ✓
viele / gefestigtes Wissen, Daten vorhanden	◐	◐			
sehr viele / breit abgestützte Datenlage	●	●			

Quelle: Eigene Darstellung.

Als thesenartige Experteneinschätzung von Ecoplan kann der künftige Beitrag bzw. der Nutzen von COI-Studien wie folgt zusammengefasst werden (grün = COI-Nutzen gross):

- **Klima:** Den künftigen Beitrag von COI-Studien schätzen wir als potenziell gross ein, insbesondere zur Aufrechterhaltung des Bewusstseins im Hinblick auf eine langfristige Politik und durch einen Ausbau in Richtung Kosten-Nutzen-Analysen für Mitigations- und Adaptationsmassnahmen.
- **Biodiversität:** Insgesamt sehen wir bisher einen mittelgrossen Beitrag zum Problembewusstsein und kaum einen Beitrag zur Handlungsbereitschaft durch COI. Künftig könnten Studien jedoch in bestimmten Teilbereichen (invasive Arten, Insektensterben) einen recht grossen Beitrag zum Bewusstsein und auch einen mittelgrossen Beitrag zur Handlungsbereitschaft leisten, indem sie die Schäden des Nichthandelns bzw. das langfristig vermutlich gute Kosten-Nutzen-Verhältnis von Massnahmen erhärten und das Thema aus der Sphäre der Naturwissenschaft in jene der Wirtschaft hinübertragen.
- **Luft:** Das Bewusstsein und zumindest teilweise auch die Handlungsbereitschaft konnte vermutlich durch die ökonomische Bewertung gestärkt werden. Auch künftig sehen wir hier einen wichtigen Beitrag der ökonomischen Bewertung der Schäden der Luftverschmutzung, insbesondere weil sich solche Studien etabliert haben und deren Aktualisierung zudem nicht mehr sehr aufwendig ist.
- **Wasser:** Im Wasserbereich sind es eher die Schäden und Belastungen an sich und weniger die ökonomische Bewertung, welche die wesentliche Rolle zur Bildung dieses Bewusstseins bzw. der Handlungsbereitschaft der Schweizer Stakeholder gespielt haben. Sowohl in der Vergangenheit wie in der Zukunft sehen wir allenfalls einen Beitrag von COI-Studien in dem Sinn, dass sie den Nutzen von präventiven Massnahmen sichtbar machen.
- **Wald:** Das hohe Problembewusstsein und die hohe Handlungsbereitschaft, wurden u.E. nicht durch COI-Studien getrieben. Künftig könnten allenfalls Überlegungen im Zusammenhang mit «Nichthandeln» bei Schutzwäldern oder z. B. im Zusammenhang mit der Wasserretentionsfunktion eine Rolle spielen.
- **Rohstoffe und Abfälle:** In Zukunft könnten insbesondere in der Thematik der knappen Rohstoffe (z. B. seltene Metalle) und des Recyclings und der Kreislaufwirtschaft ökonomische Überlegungen und COI-Studien vermehrt eine Rolle spielen.
- **Boden:** Hier haben (nicht direkt als COI-Studien bezeichnete) ökonomische Überlegungen zu Kosten und Nutzen der Bodenkartierung einen Beitrag geleistet. Künftige COI-Ansätze können im Bodenbereich beim Problembewusstsein einen potenziellen Beitrag leisten, etwas weniger bei der Handlungsbereitschaft, weil hier starke gegenläufige wirtschaftliche Interessen vorhanden sind.
- **Landschaft:** Künftig sehen wir beim Problembewusstsein einen potenziellen Beitrag von COI-Ansätzen im weiteren Sinne (monetäre Bedeutung der Landschaftsqualität, Entwertung von Siedlungen und Erholungsgebieten usw.), etwas weniger zur Handlungsbereitschaft, weil hier ebenfalls starke gegenläufige wirtschaftliche Interessen vorhanden sind.

- **Lärm:** Künftig dürften insbesondere aufgrund der Effekte auf Liegenschaften die ökonomischen Studien eine weiterhin recht wichtige Rolle spielen (z. B. Fluglärm, Entschädigungsfragen, Priorisierung von Schutzmassnahmen).
- **«Elektrosmog» (nichtionisierende Strahlung) und Lichtverschmutzung:** Für COI-Studien liegen in diesen beiden noch jüngeren Umweltthemen noch zu wenig gesichertes Wissen über Wirkungszusammenhänge und potenzielle Schäden vor.
- **Naturgefahren:** Die ökonomischen Folgekosten und COI-ähnliche Bewertungen von naturgefahrenbedingten Umweltschäden werden wie bisher auch weiterhin die Handlungsbereitschaft für Massnahmen zur Naturgefahrenabwehr positiv beeinflussen.

Querschnittsthemen

Neben den oben vorgestellten Umweltbereichen gehen wir noch kurz auf ausgewählte **Querschnittsthemen, Treiber bzw. Belastungen** ein, die sich auf verschiedene Umweltbereiche auswirken und bei denen z.T. schon COI-Ansätze vorhanden sind. Die nachfolgenden Querschnittsthemen sind wichtige Treiber verschiedener Umweltbelastungen.

- **Mobilität:** Wie schon in der Vergangenheit dürfte auch die Diskussion um die Folgekosten des Verkehrs aufgrund der Verknüpfung mit ökonomischen Instrumenten (z. B. LSVA, Mobility Pricing) wichtig bleiben. Weiter dürften mit der Energiewende und den Klimazielen auch die künftige Entwicklung der bisher nur auf einen aktuellen Zeitpunkt bezogenen externen Kosten der Mobilität an Bedeutung gewinnen.
- **Energieversorgung:** Künftig werden COI- und Kosten-Nutzen-Abschätzungen u.E. einen wesentlichen Beitrag zur Energiewende- und Klimadiskussion liefern können. Neben den Umweltbelastungen fossiler Energieträger wären z. B. auch die ökonomische Bewertung von Umweltkosten der Wasserkraft im Biodiversitätsbereich oder der Risiken der Kernkraft samt Entsorgungsproblematik Themen, deren Vertiefung das Bewusstsein und die Handlungsbereitschaft in diesem Bereich fördern könnte – auch wenn die Monetarisierung in diesen Bereichen wohl schwierig sein wird.
- **Landwirtschaft:** Den künftigen Beitrag von COI im Bereich Landwirtschaft, wo ökonomische Regulierungen und Anreize ohnehin eine grosse Rolle spielen, schätzen wir als gross ein.
- **Chemikalien:** Denkbar ist, dass das Bewusstsein künftig für Risiken oder Schäden ausgewählter Chemikalien erhöht werden könnte, wenn die Folgen von «Inaction» aufgezeigt werden, aber Sicherheits- und Gesundheitsargumente dürften bei den Diskussionen im Vordergrund stehen. Anbieten würde sich hier eine ökonomische Risikobetrachtung (Vorsorgeprinzip).

Welche Ziele können mit COI-Studien adressiert werden?

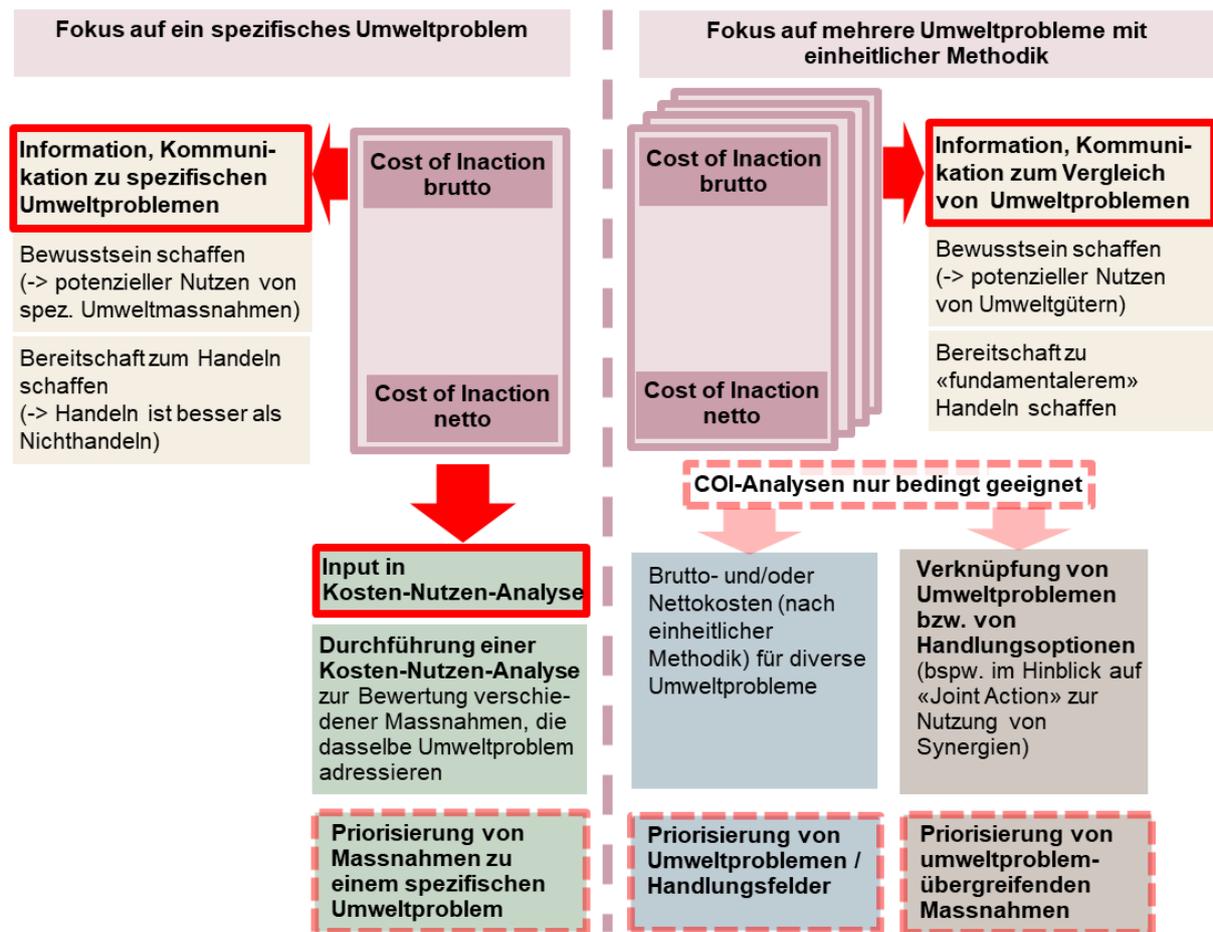
Mit COI kann in erster Linie die **Information und Kommunikation** zu Umweltproblemen unterstützt werden (vgl. nachfolgende Abbildung). Damit kann das Bewusstsein für ein Umweltproblem geschärft oder die Handlungsbereitschaft zugunsten von Massnahmen zur Behebung des Umweltproblems geschaffen werden. Dabei kann der Fokus auf ein einziges

Umweltproblem oder auf mehrere Umweltprobleme gleichzeitig gelegt werden. Politische Eingriffe können so eine (verbesserte) **Begründung** erhalten – insbesondere auch, wenn Verteilungseffekte mit potenziellen Gewinnern und Verlierern adressiert werden.

COI-Studien sind nur bedingt geeignet für die **Priorisierungen von Umweltproblemen oder Handlungsfeldern**. Nur in Kombination mit anderen Überlegungen bzw. Instrumenten kann COI unter Umständen Argumente zur Priorisierung von Umweltproblemen liefern. Weiter stellt die **Priorisierung von bereichsübergreifenden Massnahmen**, bspw. die Integration von Umweltaspekten in Entscheidungen anderer Politikbereiche, mittels COI sehr hohe methodische Anforderungen. Daraus folgt, dass ein verstärkter Austausch über Methoden und eine Vereinheitlichung wichtiger Annahmen oder Kostensätze im Kontext von COI anzustreben sind. Es wird jedoch voraussichtlich nach wie vor je nach Umweltbereich unterschiedliche Analyse-Ansätze brauchen.

COI können das Terrain für den Einsatz von Kosten-Nutzen-Analysen zur **Priorisierung von Massnahmen** für ein spezifisches Umweltproblem (oder übergreifend für einen Themenbereich wie bspw. die Mobilität) vorbereiten. Weiter werden mit COI bereits entscheidende In-formationen aufbereitet, welche für die vertiefte Analyse mit der Kosten-Nutzen-Analyse übernommen werden können. **COI bietet damit wesentliche Inputs in die Kosten-Nutzen-Analyse.**

Abbildung 5 Mögliche Ziele der Cost-of-Inaction-Analyse



Quelle: Eigene Darstellung.

Wo soll COI im Policy-Cycle eingesetzt werden?

COI kann und soll in verschiedenen Phasen des Policy Cycles angewendet werden. In welchen Phasen des Policy Cycles eine COI-Studie am meisten bringt, lässt sich u.E. nicht generell beantworten. Im Allgemeinen dürfte ein Einsatz in den Phasen 0 (Problemerkennung) sowie 2 und 3 (Konsolidierung und politischer Entscheidung) die grösste Bedeutung haben. Eine früh verfügbare COI kann in allen nachfolgenden Phasen verwendet und allenfalls auch gezielt vertieft oder aktualisiert werden. Je nach Datenlage kann es zudem sinnvoll sein, eine Kosten-Nutzen-Analyse zu Massnahmen(paketen) zu erstellen statt eine COI-Studie.

Wie soll die COI-Information kommuniziert werden und an wen?

Die Zielgruppen und die Fragestellungen sowie die zu erwartenden Botschaften sind frühzeitig zu klären und müssen entsprechend ins Design der COI-Studie einfließen. COI-Studien richten sich an Fachexperten und Entscheidungsträger und haben die nötige Transparenz zu schaffen und wissenschaftlichen Anforderungen zu genügen. Die COI-Resultate selber können im ganzen Policy-Cycle hilfreich sein und sind dementsprechend zielgruppenspezifisch aufzubereiten.

Wie sind Lock-in-Effekte zu erfassen und miteinzubeziehen?

Lock-in-Effekte technologischer, institutioneller oder sozialer Art können dazu führen, dass die «Cost of Action» höher sind oder werden, als wenn man einen optimalen Pfad wählen würde oder gewählt hätte. Wenn sich dadurch die «Action» verzögert, können auch die Umweltfolgen grösser werden. Die wichtigsten Ansätze, um Lock-in-Effekte adäquat zu berücksichtigen, sind folgende:

- Aufzeigen von bestehenden bzw. in der Vergangenheit aufgetauchten Lock-in-Effekten technologischer, institutioneller oder sozialer Art zur Schärfung des Bewusstseins: Hier wären konkrete Fallstudien sehr interessant.
- Bestmögliche Berücksichtigung von Umweltfolgekosten samt Bandbreiten für Unsicherheiten, damit insbesondere die Risiken von stark steigenden Umweltfolgekosten oder irreversiblen Schäden in die Entscheide einfließen.
- Planung und Entscheidungsfindung mittels Szenarien (fore- und/oder backcasting), die von einem erwünschten Zielzustand ausgehen, langfristig angelegt sind (Lebenszyklusanalysen), die Möglichkeit neuer Technologien berücksichtigen, die Risiken langfristiger Investitionen und von «stranded investments» berücksichtigen, die Pfadabhängigkeit der Einführung neuer Technologien berücksichtigen.
- Offene Architektur von (technischen, kulturellen) Infrastrukturen bevorzugen, so dass künftig überlegene Lösungen nicht durch die aktuell gerade vorherrschenden ausgeschlossen werden. Zu solchen offenen Architekturen gehören Open Data, Open Access wie auch ein griffiges Wettbewerbsrecht.
- Staat in der Rolle als Katalysator, welcher einen innovationsfreundlichen Rahmen und Experimentierräume ermöglicht.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	3
Inhaltsverzeichnis	14
Abkürzungsverzeichnis	16
1 Einleitung	17
2 Cost of Inaction – Definition und Einordnung	18
2.1 Definition	18
2.2 Bruttokosten des Nichthandelns schaffen Bewusstsein.....	18
2.3 Nettokosten des Nichthandelns schaffen Bereitschaft.....	24
2.4 Dringlichkeit und Handlungsdruck.....	26
2.5 Abgrenzung zur Kosten-Nutzen-Analyse	29
3 Cost of Inaction – Lehren aus der Literatur	32
3.1 Übersicht	32
3.1.1 Theorie und Praxis	32
3.1.2 Geografischer Fokus	32
3.1.3 Zeitrahmen und Blickrichtung.....	34
3.1.4 Brutto- und Nettobetrachtung.....	34
3.1.5 Themenbereiche	34
3.1.6 Publikationsform und Auftraggeber	35
3.2 Lehren aus der Literatur	36
3.2.1 Vorgehensschritte bei Cost-of-Inaction-Studien.....	36
3.2.2 Methoden zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden.....	36
3.2.3 Umgang mit Irreversibilität.....	37
3.2.4 Umgang mit Unsicherheit und Risiken	37
3.2.5 Umgang mit Diskontierung	37
3.2.6 Umgang mit Verteilungsaspekten	38
4 Ansätze zum Umgang mit Cost of Inaction	39
4.1 Bisheriger Umgang mit Cost of Inaction.....	39
4.2 Versuch einer Experteneinschätzung zum Nutzen von COI	40
4.2.1 Vorgehen.....	40
4.2.2 Ergebnis im Überblick	43
4.2.3 Erläuterungen zu einzelnen Umweltbereichen.....	44
4.3 Mögliche Ziele von COI im Überblick	50
4.4 Wo soll COI im Policy-Cycle eingesetzt werden?	51
4.5 Wie soll die COI-Information kommuniziert werden und an wen?.....	53
4.6 Wie kann COI die Kosten-Nutzen-Analysen sinnvoll unterstützen?.....	55

4.7	Soll COI für die Priorisierung von Umweltproblemen genutzt werden?	55
5	Lock-in-Effekte	58
5.1	Lock-in-Effekte – Definition und Einordnung	58
5.2	Lock-in-Effekte in der Literatur	60
5.3	Ansätze zum Umgang mit Lock-in-Effekten	61
6	Synthese und Empfehlungen	66
6.1	Fazit zum Umgang mit Cost of Inaction	66
6.2	Fazit zum Lock-in-Effekt	67
	Anhang A: Literaturübersicht Cost of Inaction – Theorie	69
	Anhang B: Literaturübersicht Cost of Inaction - Praxis	71
	Anhang C: Literaturübersicht Lock-in-Effekte	75
	Anhang D: Lehren aus der COI-Literatur	81
	Quellenverzeichnis	97

Abkürzungsverzeichnis

ACRP	Austrian Climate Research Program
ARA	Abwasserreinigungsanlage
BIP	Bruttoinlandprodukt
BWP	Bruttoweltprodukt
CBA	Cost-Benefit Analysis
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
COI	Cost of Inaction
COPI	Cost of Policy Inaction
EIA	Environmental Impact Analysis
EVRI	Environmental Valuation Reference Inventory
Inkl.	Inklusive
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KNA	Kosten-Nutzen-Analyse
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
RED	Review of Externality Data
RUM	Random Utility Model
SBS	Strategie Biodiversität Schweiz
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UN	United Nations (Vereinte Nationen)
UNEP	United Nations Environment Programme
USD	United States Dollar / US-Dollar
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
VOBU	Volkswirtschaftliche Beurteilung
VÖL	Leitfaden Verhaltensökonomie

1 Einleitung

COI – Cost of Inaction

Viele unserer heutigen Aktivitäten belasten die Umwelt. Wenn wir «weiter wie bisher» fortfahren mit unseren Aktivitäten und nichts Weiteres gegen die Umweltbelastung unternommen wird (Inaction), schädigen wir die Umwelt mit entsprechenden Kosten (Cost of Inaction, kurz COI). Die Vermeidung solcher Kosten ist ein Ziel der Umweltpolitik und zeigt den potenziellen Nutzen von Massnahmen zur Vermeidung der Umweltbelastung. Die COI sind also eine Möglichkeit, den Handlungsbedarf zu unterstreichen. Zudem können sie – als Kehrseite zu den oft isoliert diskutierten Kosten umweltpolitischer Massnahmen – auch den potenziellen Nutzen der Umweltpolitik belegen.

Ein Beispiel unter vielen: Eine erste umfassende Bestandesaufnahme zu den Kosten des Nichthandelns im Bereich Biodiversität aus dem Jahr 2008 zeigt, dass der Verlust der biologischen Vielfalt bis ins Jahr 2050 zu einem kumulierten globalen Wohlfahrtsverlust von bis zu 14 Billionen Euro führen wird.² Im Anschluss zu dieser ersten Bestandesaufnahme wurden in den vergangenen Jahren weitere Studien publiziert. Nebst den Kosten des Nichthandelns können auch «Lock-in-Effekte» zu Kosten aufgrund von Fehlinvestitionen, z. B. in Infrastrukturen, Technologiepfade, Produktlinien etc. führen.

Fragestellungen

Im Rahmen des vorliegenden Berichts soll geklärt werden, wie die Erkenntnisse aus diesen Forschungen zu den COI für die Schweizer Umweltpolitik genutzt werden sollen und wie der weitere Forschungsbedarf eingeschätzt wird. Im Konkreten werden folgende Fragen beantwortet:

- Welche Erkenntnisse aus den bisherigen Forschungen zu den COI können für die Schweizer Umweltpolitik abgeleitet werden?
- Welche Ansätze und Methoden sind anwendbar bzw. besonders vielversprechend und lassen sich auf umweltpolitische Fragestellungen in der Schweiz übertragen?
- Wo und wie lässt sich mit den COI das Bewusstsein bei wichtigen Stakeholdern stärken?
- Wo und wie lassen sich mit den COI Umweltvorhaben besser fundieren und damit die Handlungsbereitschaft stärken?
- Wie sind Lock-in-Effekte zu erfassen und miteinzubeziehen?

² Vgl. Braat/ten Brink (2008), The cost of policy inaction. Ecologic.

2 Cost of Inaction – Definition und Einordnung

2.1 Definition

Definition, Begrifflichkeiten und Eingrenzung auf Umweltbereich

Unter «Cost of Inaction» bzw. «Kosten des Nichthandelns» versteht man die Kosten, die auftreten, wenn «nicht gehandelt» wird, also im Vergleich zu einem Referenzzustand keine zusätzlichen Massnahmen umgesetzt werden.

Cost of Inaction wird meistens als COI (manchmal auch als COIN) abgekürzt. Oft ist auch die Rede von Cost of Policy Inaction (COPI). Definitiv sind zwischen COI und COPI in der Literatur aber keine konkreten Unterschiede erkennbar. So wechselt beispielsweise die OECD in ihren Berichten willkürlich zwischen den beiden Begriffen. In diesem Bericht verwenden wir den Begriff «Cost of Inaction» bzw. COI.

Dieser Bericht fokussiert auf Cost of Inaction im Umweltbereich. Cost of Inaction sind aber auch in anderen Bereichen denkbar, z. B. im Bildungs-, Gesundheits-, oder Immobilienwesen. Damit soll klargestellt werden, dass die «Action» bzw. «Inaction» aller Stakeholder (Staat, Unternehmen, Haushalte) einzubeziehen ist. Die initiale «Action» geht aber bei den nachfolgend diskutierten Umweltproblemen üblicherweise vom Staat aus.

Weitere definitorische Festlegungen notwendig

Die obige Definition der «Cost of Inaction» muss weiter präzisiert werden, damit klar wird, um welche Kosten es sich handelt und was genau unter Nichthandeln zu verstehen ist. Definitorische Festlegungen wurden insbesondere in Bakkes/Bräuer et al. (2006) und OECD (2008b) diskutiert, wobei teilweise Differenzen im Detail bestehen und einige Aspekte zu wenig klar adressiert wurden. Nachfolgend legen wir unsere definitorischen Festlegungen dar, welche für diesen Bericht gelten und auf den Grundlagenarbeiten von Bakkes/Bräuer et al. (2006) und OECD (2008b) aufbauen.

2.2 Bruttokosten des Nichthandelns schaffen Bewusstsein

Die Bruttokosten entsprechen den Umweltschäden, welche eintreten, wenn nicht mit zusätzlichen Massnahmen gehandelt wird. Das «Nichthandeln», der «Bezugsrahmen der Cost of Inaction» und die «Messgrössen für die Umweltschäden» sind zu präzisieren.

Nichthandeln – drei mögliche Baselines

Vielfach sind diverse Massnahmen zur Ressourcenschonung oder Erhalt der Umweltqualität bereits in Kraft. In einem solchen Kontext Nichthandeln zu definieren, ist nicht ganz einfach.

Die OECD spricht von drei möglichen *Baselines*³, welche Nichthandeln repräsentieren können⁴ (vgl. Abbildung 2-1):

- Die *existierenden Umweltmassnahmen* werden auf dem aktuellen Level weitergeführt: Dies entspricht dem Regelfall, d.h. die meisten Cost-of-Inaction-Studien verwenden eine Baseline, in welcher die aktuellen Umweltmassnahmen unterstellt werden.⁵
- *Zusätzliche Umweltmassnahmen* werden berücksichtigt, wenn ein glaubwürdiges Bekenntnis dazu bereits besteht: Im Ausnahmefall, bspw. wenn eine nicht bestrittene, von der Regierung bereits vorgeschlagene Massnahme vorliegt, kann eine künftige, noch nicht verabschiedete Massnahme in der Baseline berücksichtigt werden. Die Berücksichtigung absehbarer, aber noch nicht verabschiedeter Massnahmen ist vor allem dann angezeigt, wenn aufgezeigt werden soll, dass «*selbst mit den absehbaren Massnahmen*» erhebliche Bruttokosten entstehen und auch nach Inkraftsetzung der absehbaren Massnahmen Handlungsbedarf besteht.⁶
- Es wird angenommen, dass (ein Teil) der aktuell existierenden Umweltmassnahmen abgeschafft werden: Auch diese Festlegung der Baseline ist im Ausnahmefall sinnvoll. Dann nämlich, wenn der Fokus auf der «Rechtfertigung» des bestehenden Umweltinstrumentariums liegt oder wenn die Fortführung der bestehenden Massnahmen, bspw. im Rahmen einer Verordnungs- oder Gesetzesrevision, zur Disposition steht.⁷

Die meisten Cost-of-Inaction-Studien verwenden die erste Variante und somit eine Baseline, in welcher die aktuellen Umweltmassnahmen unterstellt werden. In der Folge wenden wir uns diesem Regelfall zu und definieren den «Bezugsrahmen» für die Bestimmung der Cost of Inaction.

³ Eine Baseline entspricht einer Projektion der künftigen Entwicklung bzw. der Veränderung der Umweltbelastung unter Berücksichtigung sich verändernden Rahmenbedingungen wie bspw.: Bevölkerungs- und Wirtschaftsentwicklungen, technischer Fortschritt und weiterer Faktoren, die teilweise auch spezifisch auf die betrachtete Umweltbelastung bezogen sein können, wie bspw. Veränderungen der Konsumentenpräferenzen oder umweltbelastenden Produktionsweisen.

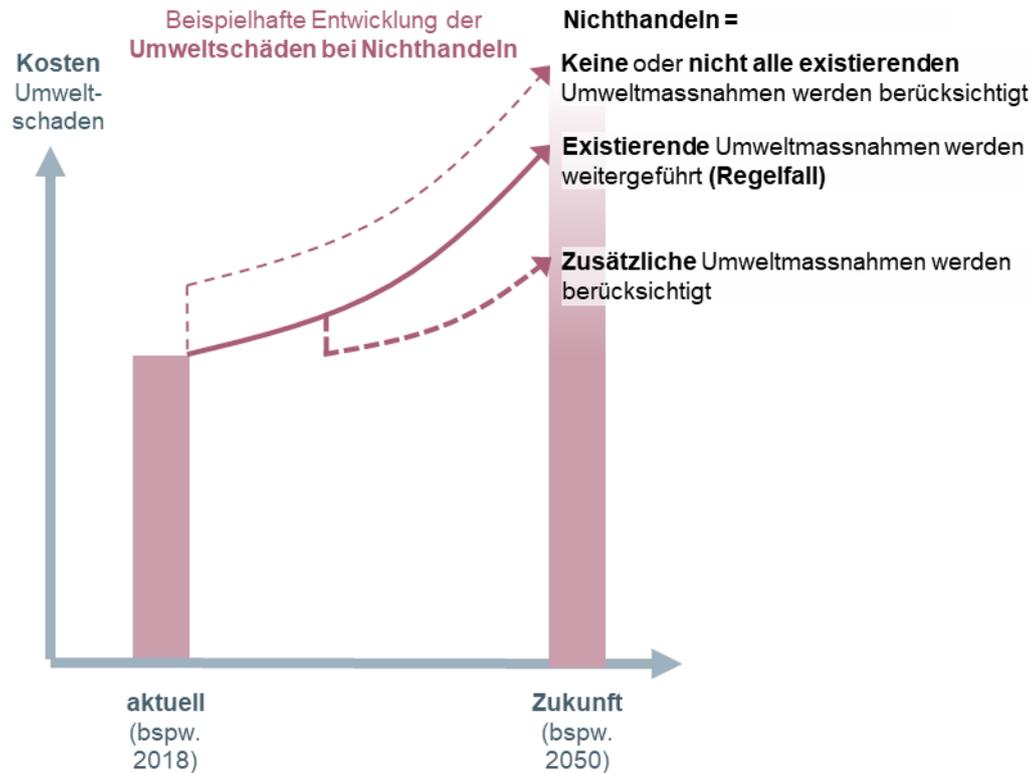
⁴ OECD (2008b), *Costs of Inaction on Key Environmental Challenges*, S. 21.

⁵ Z. B. "No new policies and continuing socio-economic trends" von OECD (2012), *OECD Environmental Outlook to 2050. The consequences of inaction*, S. 20, oder "Business-as-usual scenario with absence of additional policy or policy revision" von Chiabai/Travisi et al. (2010), *Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction*, S. 8.

⁶ Z. B. Szenario mit Annahme, dass "no additional public adaptation or mitigation measures are taken than those already agreed upon today" von Steininger/Bednar-Friedl et al. (2016), *Consistent economic cross-sectoral climate change impact scenario analysis: Method and application to Austria*, S. 40.

⁷ Z. B. «Reference Scenario» von Kemfert/Schumacher (2005), *Costs of Inaction and Costs of Action in Climate Protection – Assessment of Costs of Inaction or Delayed Action of Climate Protection and Climate Change*, S. 2, «Climate, neutral future» von Shaw/Pendleton (2011), *The impact of climate change on California's ecosystem services*, S. 468, oder "Unabated Emissions Scenario, RCP8.5" von CH2018 (2018), *CH2018 - Climate Scenarios for Switzerland*, S. 8.

Abbildung 2-1 Nichthandeln - drei mögliche Baselines



Quelle: Eigene Darstellung.

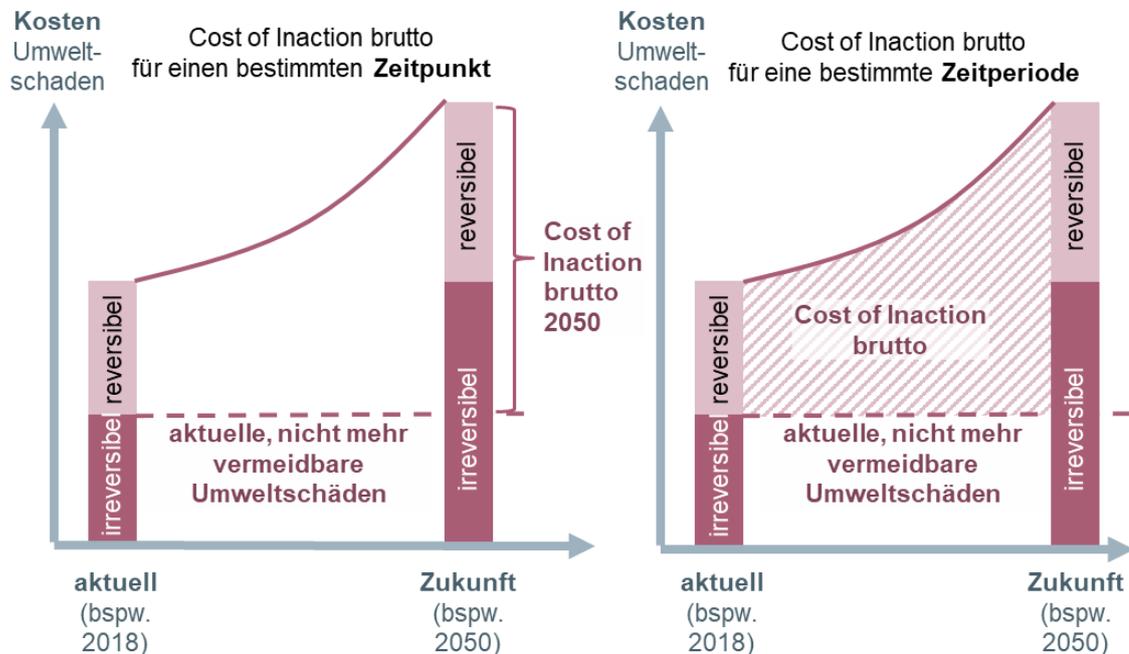
Bezugsrahmen zur Berechnung der Cost of Inaction

Ist die Baseline definiert, d.h. die Entwicklung der Umweltschäden über eine Zeitperiode oder zumindest in einem künftigen Zeitpunkt sind abgeschätzt bzw. berechnet, gilt es festzulegen, welches nun die Kosten des Nichthandelns sind. Dazu sind folgende Präzisierungen anzubringen:

- *Reversible und irreversible aktuelle Umweltschäden:* Häufig werden die Cost of Inaction als Differenz der Umweltschäden in der Baseline zu den heutigen Umweltschäden berechnet. Dieser Bezugsrahmen ist korrekt, sofern die heutigen Umweltschäden irreversibel sind (bspw. ausgestorbene Arten), denn diese irreversiblen Umweltschäden kann man mit «Handeln» nicht mehr rückgängig machen. Im Fall von reversiblen aktuellen Umweltschäden sind allerdings nicht die aktuellen Umweltschäden als Bezugsgrösse für die Berechnung der Cost of Inaction zu wählen, denn die reversiblen Umweltschäden können durch «Handeln» reduziert oder vermieden werden. Die Cost of Inaction berechnen sich als Differenz zwischen den Umweltschäden des Nichthandelns (Baseline) und den aktuellen, nicht mehr vermeidbaren irreversiblen Umweltschäden (vgl. Abbildung 2-2). Wird ex ante eine Reduktion der zukünftigen Cost of Inaction angestrebt, sollte den drohenden

irreversiblen Schäden eine **grössere Bedeutung** zugesprochen werden **als** den reversiblen Schäden.⁸

Abbildung 2-2 Cost of Inaction - Bruttokosten



Quelle: Eigene Darstellung.

- *Cost of Inaction für einen Zeitpunkt oder eine Zeitperiode*: Die Cost of Inaction können entweder für einen Zeitpunkt⁹ oder für eine Zeitperiode¹⁰ (bspw. approximiert mit mehreren

⁸ Wir folgen damit der "engen" Definition von Cost of Inaction gemäss Bakkes/Bräuer et al. (2006), Cost of Policy Inaction, S. 38, welche festhalten: «In a "narrow" definition, COPI is solely the costs that would be additionally incurred if a given form of policy inaction has not ended. [Anmerkung: Bakkes/Bräuer et al. (2006) beziehen sich hier auf den Fall irreversibler Umweltschäden, in welcher die COPI, den "additionally incurred" Kosten entspricht] This can be referred to as **avoidable COPI**, or **time-marginal COPI**. In a "broader" sense, COPI could be understood as all costs associated with an environmental problem, regardless if the damages are still avoidable or not. Hence, we talk about **total COPI** [Anmerkung: «total COPI» würde der gesamten Fläche unterhalb der steigenden Umweltschadenskostenkurve in der Abbildung 2-2 entsprechen.].» Aus unserer Sicht ist der Fokus im Rahmen der vorliegenden Studie **nicht** auf «total COPI» zu legen, da zwar damit das Bewusstsein für ein bestehendes, aber nicht mehr zu korrigierendes Umweltproblem geweckt werden kann, aber in Bezug auf das künftige Handeln kein Beitrag geleistet wird. Die Ermittlung der Gesamtkosten kann aber im Rahmen einer verursacherorientierten Sicht durchaus auch hilfreich sein, um die Grössenordnung von Umweltschäden, die durch einen Wirtschaftssektor verursacht werden, zu illustrieren (vgl. Büniger/Matthey (2018), Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, S. 38).

⁹ Z. B. Ausblick auf die globale Rohstoffsituation im Jahr 2060 (vgl. OECD (2018b), Global Material Resources Outlook to 2060. Economic Drivers and Environmental Consequences) oder Auswirkungen des Klimawandels auf das Bruttoinlandprodukt sowie die Wohlfahrt im Jahr 2030 und im Jahr 2050 im Rahmen der Österreichischen COIN Studie (vgl. Steininger/Karl et al. (2016), Consistent economic cross-sectoral climate change impact scenario analysis: Method and application to Austria, S. 39-52).

¹⁰ Z. B. Cost of Inaction aufgrund von Dürre: Nährstoffverluste im Boden und daraus entstehenden Ernteausfällen in Afrika von 2016 bis 2030 (vgl. Tilahun (2015), The Economics of Land Degradation in Africa: Benefits of Action Outweigh the Costs.) oder Cost of Inaction bei unsachgerechtem Umgang mit Chemikalien in Subsahara-Afrika von 2005 bis 2020 (vgl. UNEP (2013), Costs of Inaction on the Sound Management of Chemicals).

Zeitpunkten) berechnet werden. Die Berechnung für einen Zeitpunkt (bspw. in ferner Zukunft) ist weniger datenintensiv und kann häufig auch in Bezug auf die Ursache-Wirkungs-Beziehung einfacher ausfallen. Man wählt den Zeitpunkt so, dass der gesamte Umweltschaden eingetreten ist. Dies kann die Analyse vereinfachen und auch transparenter machen. Beschränkt man sich auf einen Zeitpunkt, kann in der Regel auch auf eine Diskontierung verzichtet werden, indem bspw. die Umweltschäden als relative Grössen ausgewiesen werden (bspw. in % des Bruttoinlandprodukts oder des Nationaleinkommens). Die Berechnung der Cost of Inaction für eine Zeitperiode ist meist deutlich aufwendiger, bietet aber ein umfassenderes Bild der tatsächlichen Entwicklung.

Messgrössen für die Umweltschäden

Die Umweltschäden bzw. die Entwicklung der Umweltschäden werden in der Regel schrittweise erfasst und «gemessen». Nachfolgend wollen wir beispielhaft aufzeigen, wie der schrittweise Prozess von der Identifikation bis zur Monetarisierung der Umweltschäden aussehen könnte:

Schritt 1: Identifikation der Umweltschäden

- *Qualitative Einschätzung der Umweltschäden:* In einem ersten Schritt gilt es die Auswirkungen des Nichthandelns auf die Umwelt zu identifizieren.¹¹ Dies kann bspw. mithilfe des DPSIR-Ansatzes¹² erfolgen. Die Ursache-Wirkungs-Beziehungen sind damit erfasst und qualitativ festgehalten.

Schritt 2: Quantitative Erfassung der Umweltschäden (Mengengerüst)

- *Quantifizierbare Indikatoren:* In einem nächsten Schritt werden messbare, quantifizierbare Indikatoren gesucht, mit denen der Umweltzustand bzw. die Umweltqualität erfasst werden kann¹³. Die OECD schlägt die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)¹⁴ als Standardvorgehen vor, um Umweltauswirkungen mit Hilfe von quantifizierbaren Indikatoren zu bewerten. Als Ergänzung bzw. Erweiterung können auch Lebenszyklusanalysen

¹¹ Es ist dabei klar, dass das Nichthandeln gewisse Kosten verursacht. Diese Kosten werden dabei aber (noch) nicht in eine quantitative oder monetäre Relation gesetzt. Häufig wird diese Art von Cost of Inaction als Kommunikationsmittel von Verwaltungen, Umweltorganisationen oder anderen Institutionen verwendet. Z. B.: «Wenn wir weiterhin so viel CO₂ wie heute ausstossen (...) verändern sich unser Klima und die Umwelt noch schneller: Polkappen schmelzen, die Meeresspiegel steigen an und Wüsten weiten sich aus (...). Dies bereitet Sorge und zwingt uns Menschen zum Handeln!» (Baudirektion des Kantons Zug (2008), Umwelt Zug, S. 4).

¹² DPSIR – Drivers/driving forces (Ursachen/Aktivitäten), Pressures (Belastungen, Druck auf die Umwelt), State (Umweltzustand bzw. -qualität), Impact (Auswirkungen auf die Umwelt), Response (Massnahmen). Vgl. bspw. BAFU (2015), Definition «Ursachen, Belastungen, Zustand, Auswirkungen, Massnahmen» (DPSIR), <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/zustand/definition--ursachen--belastungen--zustand--auswirkungen--massna.html> (20.02.2019).

¹³ Manchmal werden Cost of Inaction lediglich in physischen Einheiten quantifiziert und nicht auch noch monetarisiert. Die Cost of Inaction der Klimaszenarien der Schweiz sind z. B. «nur» in CO₂- und Methan-Emissionen und Änderungen in Temperatur, Niederschlag, Anzahl Hitzetage sowie Anzahl Tropennächte ausgewiesen (vgl. CH2018 (2018), CH2018 - Climate Scenarios for Switzerland, S. 16).

¹⁴ engl.: Environmental Impact Assessment (EIA), welcher das europäische Pendant zur Schweizer Umweltverträglichkeitsprüfung ist (vgl. <http://ec.europa.eu/environment/eia/eia-legalcontext.htm>).

eingesetzt werden. Das von der OECD vorgeschlagene Standardvorgehen mit dem Bezug auf die Umweltverträglichkeitsprüfung kann bei vielen Umweltbereichen funktionieren, aber nicht für alle: Bspw. ist das Vorgehen für den Klimabereich nicht sinnvoll, weil dieser in der UVP in den allermeisten Fällen nicht miteinbezogen wird.

- *Baseline (Referenzszenario «Inaction»)*: Danach sind für einen Zeitpunkt in der Zukunft (bspw. 2050) oder für den gesamten Pfad bis zu diesem Zeitpunkt die Entwicklungen der Indikatoren (bspw. CO₂-Emissionen) abzuschätzen. Dabei wird unterstellt, dass keine weiteren Massnahmen mehr getroffen werden. Es wird also die Baseline für die quantifizierbaren Indikatoren bestimmt.¹⁵

Schritt 3: Bewertung der Umweltschäden in Geldeinheiten (Wertgerüst)

- *Monetarisierung*: In einem letzten Schritt werden die quantifizierten Indikatoren monetarisiert, die Umweltschäden also in Geldeinheiten bzw. Kosten ausgedrückt.¹⁶ Die OECD sieht in der Monetarisierung zwei entscheidende Vorteile: (i) Zum einen können so verschiedene Auswirkungen bzw. Umweltschäden des Nichthandelns miteinander verglichen werden und (ii) zum anderen können die Kosten des Nichthandelns mit Kosten des Handelns verglichen werden.^{17, 18}

Die Monetarisierung soll – in einem ökonomischen Sinne - umfassend sein, d.h. die Cost of Inaction sollen die gesamten sozialen Wohlfahrtskosten enthalten.¹⁹ Diese beinhalten Umweltschäden respektive verminderte Ökosystemleistungen, welche:²⁰

- die Produktion von Gütern negativ beeinflussen (nutzungsabhängige Werte): Diese Kosten können mit ökonomischen Modellen, in denen bspw. die Ökosystemleistungen Inputs in der Produktionsfunktion darstellen, geschätzt werden.
- den Konsum der Haushalte negativ beeinflussen (nutzungsabhängige Werte, wie bspw. geringerer Erholungsnutzen, schlechtere Luftqualität usw.): Diese Kosten können in der Regel mit indirekten Methoden, welche den Wert des Umweltgutes (bspw. Luftqualität) indirekt über Marktpreise anderer Güter (bspw. Mietpreise an Lagen mit guter

¹⁵ In dieser Baseline können auch Adaptationsmassnahmen unterstellt werden, wenn sich diese – ohne weitere politische Eingriffe – bspw. aus einem Nutzen-Kosten-Kalkül ergeben. Bspw. führt der Klimawandel zu mehr und heisseren Hitzesommern. In diesem Falle kann angenommen werden, dass vermehrt Klimaanlage eingesetzt werden, um die gesundheitlichen Beeinträchtigungen in Innenräumen zu mindern.

¹⁶ In der Regel ist nur ein Teil der Umweltschäden monetarisierbar. Insbesondere bei den irreversiblen Schäden ist die ganze langfristige Dimension des irreversiblen Schadens gar nicht oder nur ansatzweise monetarisierbar. Bei der Resultatpräsentation ist darauf speziell zu achten und auf die Grenzen der Monetarisierung klar hinzuweisen.

¹⁷ Die meisten Cost-of-Inaction-Studien verwenden monetarisierte Werte, damit die einzelnen Kostenkomponenten vergleichbar sind und aggregiert werden können.

¹⁸ OECD (2008), Costs of Inaction on Key Environmental Challenges, S. 24.

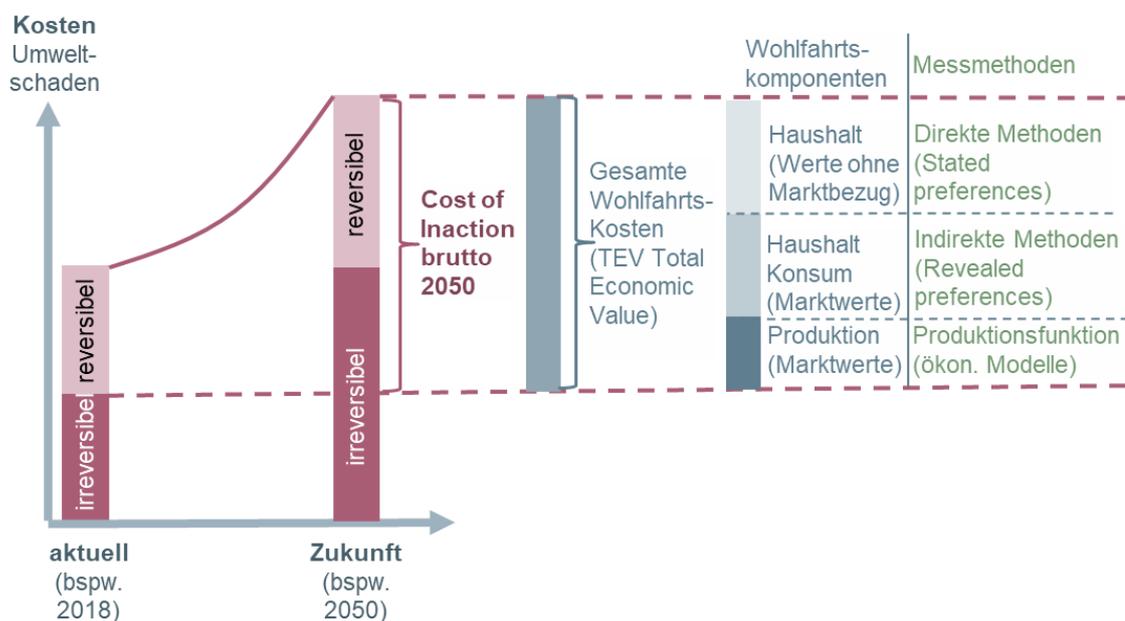
¹⁹ In den gesamten sozialen Wohlfahrtskosten sind grundsätzlich alle Kostenbereich zu subsumieren, also auch bspw. Kosten durch wegfallende Sekundärnutzen, Kosten aufgrund einer Schwächung des (internationalen) Wettbewerbs, Kosten durch neue Innovationshemmnisse usw. Klar ist aber auch, dass ein Teil dieser Kostenkomponenten kaum mit vernünftigem Aufwand erfassbar ist.

²⁰ Die Aufteilung der sozialen Wohlfahrt kann auf verschiedene Weise erfolgen. Wir verwenden hier die Aufteilung gemäss OECD (2018a), welche für die vorliegende Analyse am zielführendsten ist, da sie einen direkten Link zu den Messmethoden der Umweltkosten erlaubt.

Luftqualität im Vergleich zu schlechter Luftqualität) messen (sog. revealed preferences). Bei der Erhebung von zukünftig potenziell wegfallenden Nutzungsmöglichkeiten (sog. Opportunitätskosten) ist hingegen häufig eine Befragung (kontingente Bewertung) notwendig.

- weitere, nicht direkt nutzungsabhängige Werte der Haushalte negativ beeinflussen: Es handelt sich hierbei um Existenzwerte, Vererbungs- bzw. Vermächtniswerte oder altruistische Werte. Bei diesen Kosten kann kein Marktbezug hergestellt werden. Diese Kosten sind somit mit direkten Befragungen, sog. stated preference Methoden, zu erheben.

Abbildung 2-3 Cost of Inaction soll gesamte Wohlfahrtskosten umfassen



Quelle: Eigene Darstellung.

2.3 Nettokosten des Nichthandelns schaffen Bereitschaft

Die oben dargelegten Cost of Inaction zeigen die gesamten Umweltschäden, die sich aus dem Nichthandeln ergeben. Die Cost of Inaction können dazu beitragen, das Bewusstsein zu schärfen. Auch die Bereitschaft zum Handeln kann durch die Cost of Inaction erhöht werden, sofern offensichtlich ist, dass die zur Vermeidung der Umweltschäden notwendigen Massnahmen deutlich weniger kosten.

Sind die Massnahmenkosten nicht offensichtlich deutlich tiefer als die Umweltschäden²¹, so sind die Massnahmenkosten zur Vermeidung der Umweltschäden zu erheben und die

²¹ Bei (offensichtlich) geringen Massnahmenkosten und hohen Umweltschäden reicht aus unserer Sicht die Fokussierung auf die Erhebung der Umweltschäden, um die Bereitschaft zum Handeln zu schaffen.

Nettokosten zu berechnen (vgl. nachfolgende Abbildung 2-3)²². Wie die Massnahmen zu definieren sind und was in den Massnahmenkosten enthalten ist, wird nachfolgend ausgeführt.

Definition der Massnahmen

Die Massnahmen sind so festzulegen, dass die gesamten (oder zumindest ein Grossteil) der Umweltschäden vermieden werden können. Es geht hier also nicht darum, das Optimum zwischen Massnahmen und verbleibenden Umweltschäden zu finden. Dies ist – als definitorische Abgrenzung zu der hier betrachteten Cost-of-Inaction-Analyse – der Kosten-Nutzen-Analyse (vgl. Kapitel 2.5) vorbehalten, wobei die Grenzen zwischen den COI netto und der Kosten-Nutzen-Analyse nicht immer ganz klar zu definieren sind (vgl. auch Kapitel 2.5): Mit «COI netto» wird ja angenommen, dass die festzulegenden Massnahmen (zu bestimmten Kosten) eine bestimmte Wirkung (Vermeidung aller oder eines Grossteils der Umweltschäden) haben.

Messung der Massnahmenkosten (Cost of Action)

Auch bei den Massnahmenkosten sind nicht nur die direkten Kosten der Massnahme, sondern die gesamten Wohlfahrtseffekte durch die Massnahme zu erheben. Allerdings ist in der Regel die Erhebung der Massnahmenkosten deutlich einfacher als die COI, da meist nur direkte Massnahmenkosten (bspw. die Kosten für eine Abgabe oder eine Subvention) und indirekte Folgekosten anfallen. Direkte und indirekte Kosten haben (meistens) einen Marktbezug und können daher relativ einfach bestimmt werden.²³

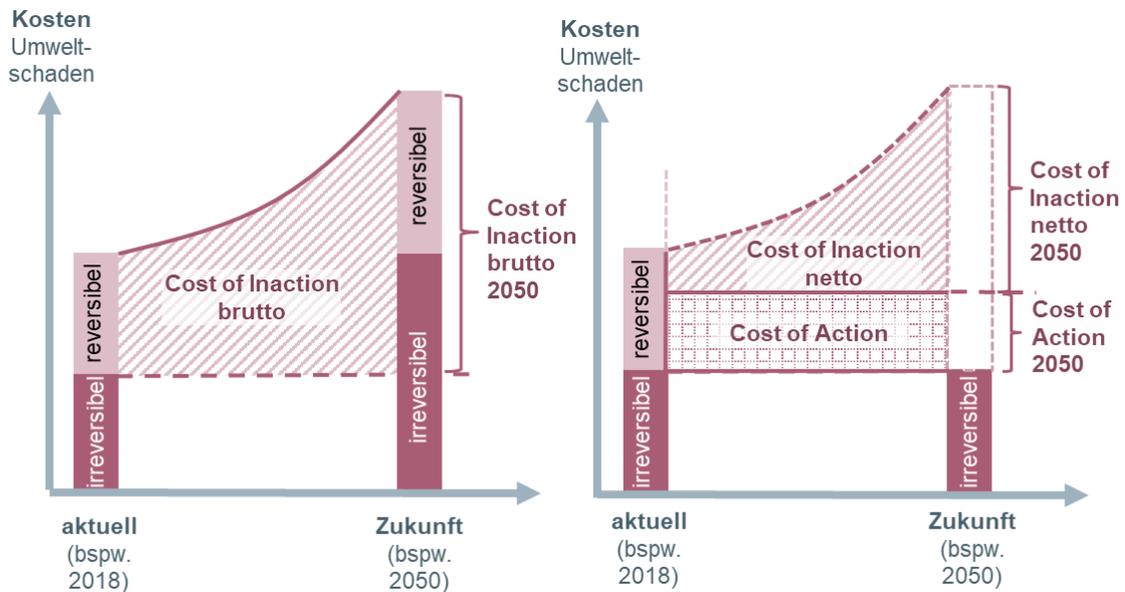
Cost of Inaction – von den Brutto- zu den Nettokosten

Werden die Massnahmenkosten (Cost of Action) von den «Cost of Inaction brutto» abgezogen, erhält man die «Cost of Inaction netto» (= «Benefit of Action»). Hohe «Cost of Inaction netto» können die Bereitschaft zum Handeln erhöhen. In der Literatur wurde die Nettobetrachtung insbesondere im Klimabereich angewendet.

²² Die Abbildung ist exemplarisch. Die irreversiblen Umweltschäden können beispielsweise grösser, kleiner oder gleich den reversiblen Schäden sein. Auch der Zeithorizont oder die Entwicklung der Kosten über die Zeit können anders aussehen. Dies gilt auch für alle weiteren Abbildungen.

²³ Reyns/Casaer et al. (2018), beziffern Management Costs (Kosten für Massnahmen zur Bekämpfung der invasiven Kanadagans in Flandern; Reyns/Casaer et al. (2018), Cost-benefit analysis for invasive species control: the case of greater Canada goose *Branta canadensis* in Flanders, S. 8), OECD (2012) diskutieren diverse Klimaschutzmassnahmen (Cost of Mitigation) wie die Bepreisung von Kohlenstoffemissionen und diskutieren günstige und teurere Massnahmen (OECD (2012), OECD Environmental Outlook to 2050. The consequences of inaction, S. 99).

Abbildung 2-4 Cost of Inaction – von den Brutto- zu den Nettokosten



Quelle: Eigene Darstellung.

2.4 Dringlichkeit und Handlungsdruck

Ein wichtiger Aspekt, zu dem der Cost-of-Inaction-Ansatz einen Beitrag liefern kann, ist die Untermauerung der Dringlichkeit und des Handlungsdrucks zur Umsetzung von Umweltmassnahmen.²⁴ Wenn die Bruttokosten des Nichthandelns für verschiedene Zeitpunkte bzw. im Zeitablauf abgeschätzt wurden, können die Kosten bei hinausgeschobenem Handeln (Cost of Delay)²⁵ aufgezeigt werden (vgl. Abbildung 2-5)²⁶. Aus der Abbildung ist Folgendes offensichtlich:

- Fall 1 – Zunehmende reversible Umweltschäden: Nehmen einzig die reversiblen Umweltschäden zu, steigen die Kosten des hinausgeschobenen Handelns (Cost of Delay)

²⁴ Die Umsetzung von Umweltmassnahmen ist von **Dringlichkeit**, wenn es notwendig ist, kurzfristig zu handeln. Kurzfristiges Handeln ist dann gefordert, wenn irreversible Entwicklungen oder Handlungen absehbar sind. Das können irreversible Umweltschäden sein oder auch irreversible Handlungen, welche die Umsetzung von Umweltmassnahmen verhindern oder stark verteuern. **Handlungsdruck** besteht, wenn Druck von einem grossen Handlungsbedarf (hier: die Umsetzung von Umweltmassnahmen aufgrund von reversiblen und irreversiblen Umweltschäden) ausgeht. Die Cost of Inaction sind ein Indikator für den Handlungsdruck – je höher die Cost of Inaction, desto höher der Handlungsdruck.

²⁵ Kempfert/ Schumacher (2005) berücksichtigen in ihrer Arbeit Cost of Inaction und Cost of Delay im Zusammenhang mit dem Klimawandel (Kempfert/Schumacher (2005), Costs of Inaction and Costs of Action in Climate Protection – Assessment of Costs of Inaction or Delayed Action of Climate Protection and Climate Change, S. 29). Brown/Fulton et al. (2012) nutzten Simulationsmodelle, um festzustellen, wie lange und zu welchen Kosten regulative Massnahmen bezügl. Fischfang in Anbetracht der Überfischung und des Klimawandels noch hinausgeschoben werden können (Brown/Fulton et al. (2012), How long can fisheries management delay action in response to ecosystem and climate change?, S. 298-310). Auch OECD (2012) beschreiben ein «Delayed Action» Szenario (OECD (2012), OECD Environmental Outlook to 2050. The consequences of inaction, S. 111).

²⁶ Zur Veranschaulichung ändern sich in der Abbildung jeweils entweder die reversiblen oder die irreversiblen Umweltschäden über die Zeit.

mit dem Zeithorizont der hinausgeschobenen Action. Gleichzeitig erhöht sich der Handlungsdruck, da die Bruttokosten pro Zeiteinheit steigen. Bei momentan fehlender Handlungsbereitschaft wird der zunehmende Handlungsdruck deshalb die künftige Handlungsbereitschaft i. d. R. erhöhen. Dafür ist die Dringlichkeit von geringerer Bedeutung, da reversible Umweltschäden zeitunabhängig behoben werden können. Dringlichkeit kann sich in diesem Fall ergeben, wenn die Massnahmenkosten stärker wachsen als die Umweltschäden (bspw. Neobiota-Problematik).

- Fall 2 – Zunehmende irreversible Umweltschäden: Die Kosten hinausgeschobenen Handelns (Cost of Delay) sind besonders gross, wenn irreversible Umweltschäden zunehmen oder gar Kippeffekte mit katastrophalen Folgen drohen.²⁷ Deshalb herrscht hier besondere Dringlichkeit, da irreversible Umweltschäden nicht mehr behoben werden können. Allerdings nimmt der Handlungsdruck mit zunehmenden irreversiblen Umweltschäden und dem Zeithorizont der hinausgeschobenen Action ab.²⁸ Dies mag paradox anmuten, aber die noch vermeidbaren Schäden werden geringer. Klar ist aber, dass das Abwarten zu immer höheren Kosten führt und sich das Handeln in der Tendenz immer weniger lohnt.

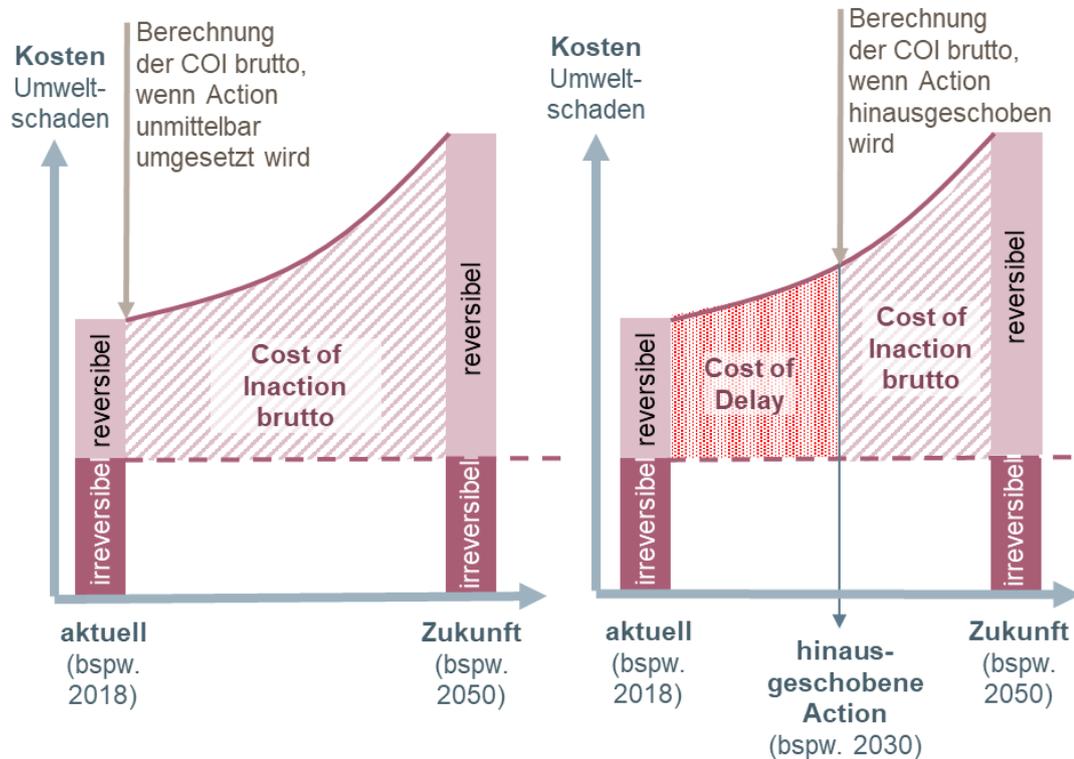
Die obigen Ausführungen zeigen, dass mit den **Cost of Delay die negativen Konsequenzen des Hinausschiebens von Umweltmassnahmen** aufgezeigt werden können. Die **Cost of Delay** können somit als **gewichtiges Argument für umgehendes Handeln** und **gegen das Aufschieben von Umweltmassnahmen** dienen.

²⁷ Bspw. fordern Sánchez-Bayo, Wychhuys (2019) basierend auf ihrem eigenen Review und den Ausführungen von May (2010) in Bezug auf das dramatische Insektensterben: «Because insects constitute the world's most abundant and speciose animal group and provide critical services within ecosystems, such event cannot be ignored and should prompt decisive action to avert a catastrophic collapse of nature's ecosystems».

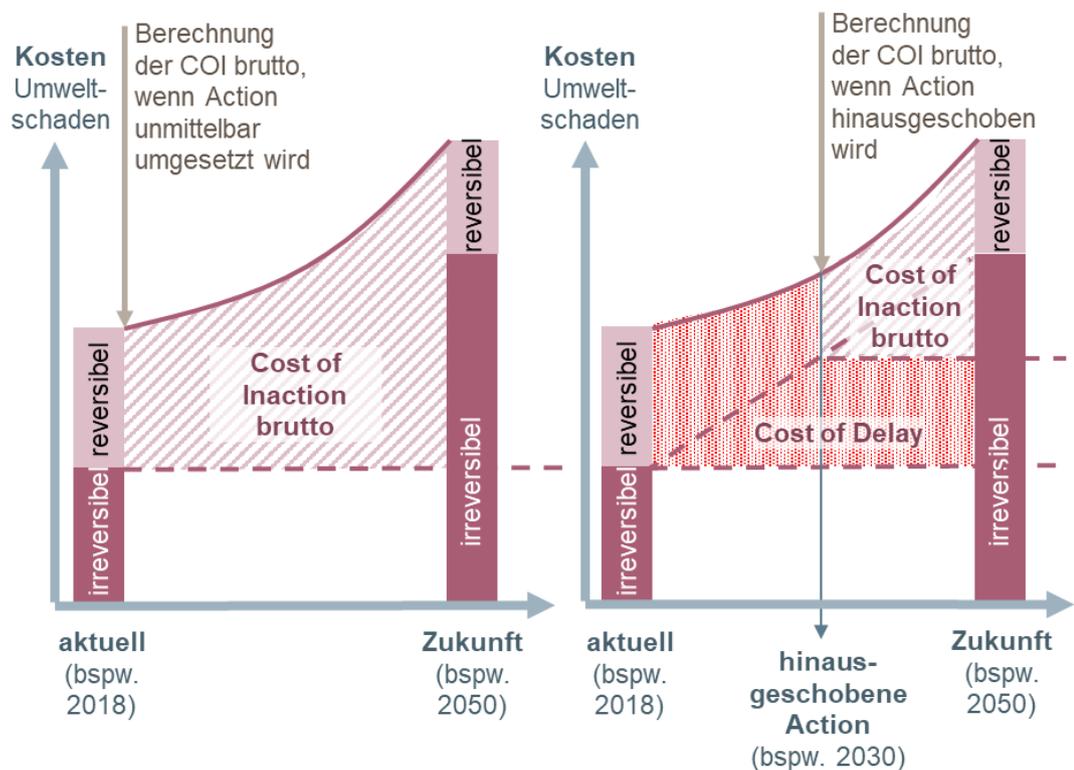
²⁸ Werden spillovers zwischen verschiedenen Regionen mitberücksichtigt, so kann es aber durchaus sein, dass durch das Auftreten von irreversiblen Schäden in einer Region zwar der Handlungsdruck in dieser Region abnimmt (weil beispielsweise eine Art in dieser Region ausgestorben ist), dafür aber der Handlungsdruck in einer anderen Region steigt (weil diese Region noch die einzige ist, in der die in der anderen Region ausgestorbenen Art noch vorhanden ist).

Abbildung 2-5 Cost of Inaction bei hinausgeschobenem Handeln

Fall 1: COI-Berechnung bei hinausgeschobener Action und steigenden reversiblen Umweltschäden



Fall 2: COI-Berechnung bei hinausgeschobener Action und steigenden irreversiblen Umweltschäden



Quelle: Eigene Darstellung.

2.5 Abgrenzung zur Kosten-Nutzen-Analyse

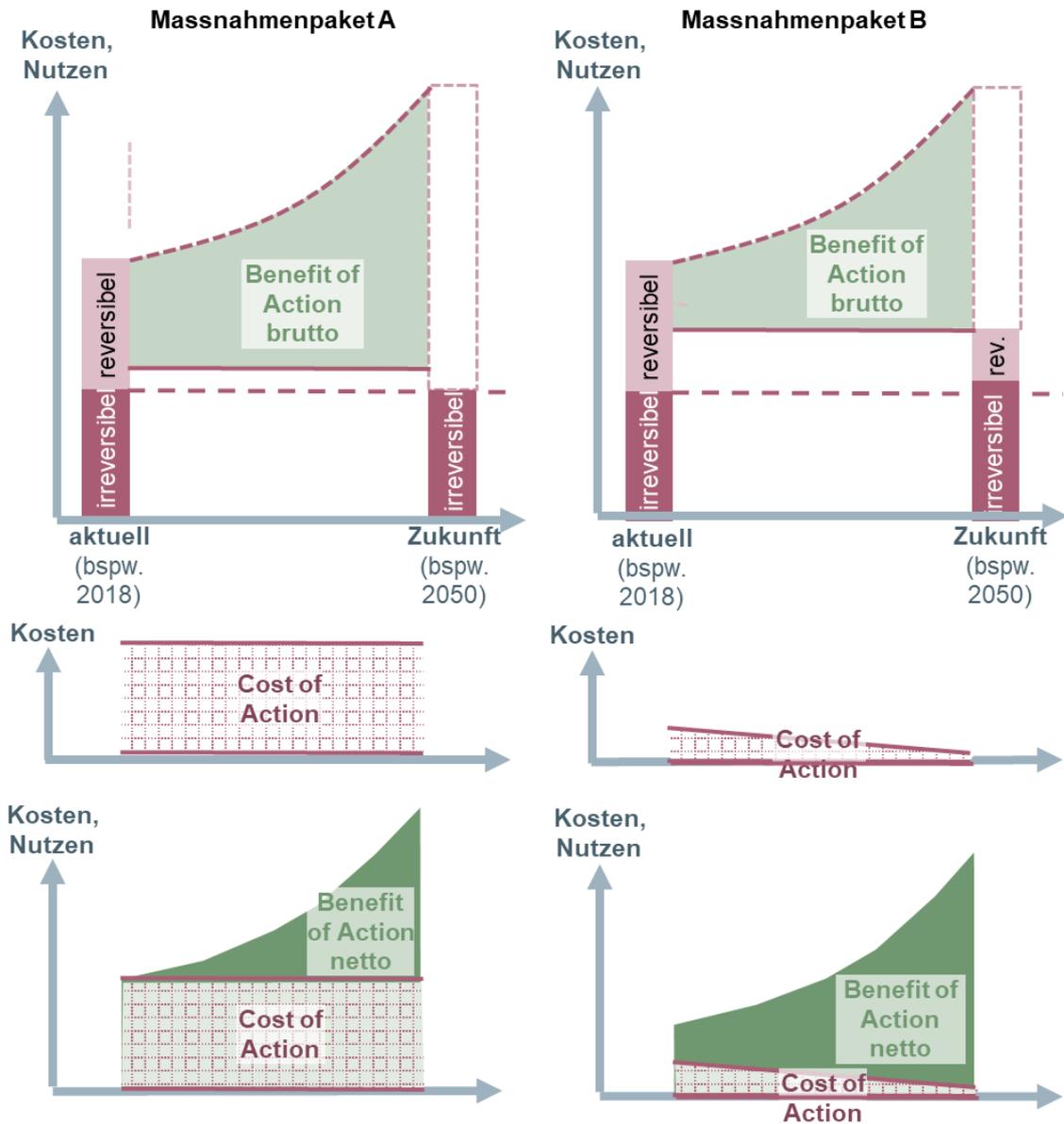
Kosten-Nutzen-Analyse

Bei der Kosten-Nutzen-Analyse steht der Vergleich verschiedener Handlungsmöglichkeiten im Vordergrund.²⁹ Im Grundsatz geht es bei einer Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) im Umweltbereich darum, die optimale Massnahme oder den optimalen Massnahmenmix zur Lösung eines Umweltproblems zu bestimmen. Es geht also bei der KNA um die Abschätzung von Massnahmenalternativen, die hinsichtlich ihrer Kosten und Nutzen zu bewerten sind und bei denen die Massnahme mit dem höchsten Nettonutzen (Überschuss der Nutzen über die Kosten) auszuwählen ist. Bei der COI stehen nicht Massnahmenalternativen zur Diskussion, sondern überhaupt das Handeln, also in der Regel ein Massnahmenpaket.

In der nachfolgenden Abbildung 2-6 wird die KNA illustriert mit (links) einem Massnahmenpaket A und (rechts) einem Massnahmenpaket B. Das Massnahmenpaket A zeigt einen grösseren Bruttonutzen als das Massnahmenpaket B. Allerdings sind auch die Kosten des Massnahmenpakets A grösser als für B. Per Saldo ergibt sich für das Massnahmenpaket B das bessere Nutzen-Kosten-Verhältnis (illustriert durch eine grössere grüne Fläche in der untersten Grafik), obwohl in diesem illustrativen Beispiel die Umweltschäden mit dem Massnahmenpaket A grösser sind als mit dem Massnahmenpaket B.

²⁹ «In choosing between options, one analytical tool that decisionmakers and practitioners might reach for is cost-benefit analysis (CBA).» (OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S.19).

Abbildung 2-6 Kosten-Nutzen-Analyse – Suche nach dem «besten» Massnahmenpaket



Quelle: Eigene Darstellung.

COI brutto und Kosten-Nutzen-Analyse

Der Vergleich der Abbildung 2-6 mit der Abbildung 2-2 zeigt aber auch, dass zwischen der «COI-brutto-Analyse» und der Kosten-Nutzen-Analyse konzeptionell ein enger Konnex besteht. Im Rahmen der Berechnung der «COI brutto» werden wesentliche Grundlagen für spätere Kosten-Nutzen-Analysen erarbeitet. Diese sind im Wesentlichen:

- Ursache-Wirkungs-Beziehung (bspw. mittels DPSIR)
- Quantifizierbare Indikatoren (Definition, Messung usw.)
- Baseline (künftige Entwicklung der Indikatoren, Dosis-Wirkungs-Beziehung)
- Monetarisierung (ökonomische Modelle, indirekte Methoden, direkte Methoden)

Mit der «COI brutto» wird das Fundament gelegt für die Monetarisierung der Umweltschäden, welche auch für die Kosten-Nutzen-Analyse nutzbar ist.

Die «COI brutto» ist aber noch keine Kosten-Nutzen-Analyse, da keine Massnahmen definiert werden, sondern einzig die vermeidbaren Umweltschäden bzw. vermiedenen Kosten bei einer Entwicklung ohne weitere Massnahmen aufgezeigt werden. Im Grunde wird damit auf den gesellschaftlichen Nutzen abgestellt unter der Annahme, dass die Umweltkosten voll vermieden werden.

COI netto und Kosten-Nutzen-Analyse

Bei der Analyse der «COI netto» werden – wie bei der Kosten-Nutzen-Analyse – nicht nur die Kosten der Umweltschäden, sondern auch die Massnahmenkosten und -wirkungen miteinbezogen. In der «COI netto» kann man sich auf eine einzige, grob definierte Massnahme beschränken, welche die Umweltschäden vollständig oder zumindest den Grossteil der Umweltschäden vermeidet. Diese Massnahme kann in der Regel aufgrund von Experteneinschätzungen definiert werden, ohne dass eine aufwendige explizite Erfassung oder Modellierung der Massnahmenwirkung auf die Indikatoren vorgenommen werden muss. Auch kann sich die «COI netto» bspw. vereinfachend nur auf einen Zeitpunkt in der Zukunft beziehen. Im Gegensatz dazu ist bei einer Kosten-Nutzen-Analyse in der Regel eine explizite Erfassung oder Modellierung der Massnahmenwirkung auf die Indikatoren notwendig.

Fazit zu COI und KNA

Die Abbildung 2-7 fasst die obige Diskussion zusammen und zeigt, welche Fragen mit den drei Ansätzen adressiert werden können und welche Wirkung man mit den drei Ansätzen erzielen kann.

Abbildung 2-7 Cost of Inaction und Kosten-Nutzen-Analyse im Vergleich

Ansatz	adressierte Frage	Beabsichtigte Wirkung	Aufwand	Monetarisierung Umweltschäden ohne Massnahme	Kosten und Nutzen einer Massnahme, die Umweltschäden verhindert	Kosten und Nutzen diverser Massnahmenpakete und expliziter Massnahmen-Wirkungs-Beziehung
Cost of Inaction brutto	Wie gross ist das Problem?	Bewusstsein für Problem schaffen				
Cost of Inaction netto	Soll gehandelt werden?	Bereitschaft für Handeln schaffen				
Kosten-Nutzen-Analyse	Welche Massnahmen sind optimal?	Bereitschaft für Umsetzung eines konkreten, optimalen Massnahmenpakets				

Quelle: Eigene Darstellung.

3 Cost of Inaction – Lehren aus der Literatur

3.1 Übersicht

Rund 40 Studien zum Thema Cost of Inaction liegen den hier beschriebenen Lehren aus der Literatur zugrunde. Dieser Abschnitt liefert eine kurze Übersicht zur Literatur. Die gefundenen Studien unterscheiden sich bezüglich der folgenden Punkte: Theorie und/oder Praxis, geografischer Fokus, Zeitrahmen und Blickrichtung, Brutto- und Nettobetrachtung, Themenbereiche und Auftraggeber.

3.1.1 Theorie und Praxis

Es gibt Literatur zu Cost of Inaction, welche sich lediglich mit der Methodik auseinandersetzt und somit eine theoretische Grundlage zur Bewertungsmethode abgibt. Dabei wird diskutiert, wie, aber auch wann die Bewertungsmethode «Cost of Inaction» zu verwenden ist (z. B. zur Problemanalyse, zur Evaluation von Policy-Massnahmen oder zur Kommunikation als Informations- oder Druckmittel)³⁰. Daneben gibt es umfassende Literatur mit Praxisbezug, welche die Bewertungsmethode Cost of Inaction nutzt, um ein konkretes Fallbeispiel mithilfe eines Modells zu quantifizieren oder zu monetarisieren. Diese Praxis-Literatur bietet oft ebenfalls aufschlussreiche theoretische Informationen zur Methodik und Verwendung von Cost of Inaction. Einige Praxis-Literatur betitelt ihre Bewertungsmethode nicht als Cost of Inaction, lässt sich aber trotzdem dieser zuordnen.³¹

3.1.2 Geografischer Fokus

Der Anwendungsbereich von Cost of Inaction umfasst meistens eine grosse geografische Breite. Viele Studien sind **global** angelegt. Des Weiteren gibt es einige kontinentale Studien, welche ihren geografischen Fokus in Europa³² oder Afrika³³ haben. Die OECD hat ebenfalls Cost-of-Inaction-Studien erarbeitet, wobei sie sich in ihren Auswertungen auf ihre 36 Mitgliedsstaaten beschränkt. Es gibt aber auch vereinzelt Studien, welche sich auf ein Land, einen Bundesstaat oder eine Region fokussieren. Diese Studien sind für diesen Überblick von besonderem Interesse. Während es einige Studien aus Regionen gibt, welche sich klimatisch mit Blick auf die Ausstattung mit Naturgütern stark von der Schweiz unterscheiden (z. B.

³⁰ Vgl. Anhang A.

³¹ Vgl. Anhang B.

³² Z. B. Amann/Bertok (2005), Baseline scenarios for the clean air for Europe (CAFE) programme.

³³ Z. B. Tilahun (2016), The Economics of Land Degradation in Africa – Benefits of Action Outweigh the Costs – A complementary report to the ELD Initiative.

Hawaii³⁴, Amazonien³⁵ oder Florida³⁶), gibt es auch Studien mit einem engeren Bezug zum Schweizer Umfeld:

- In **Österreich** wurden im Rahmen von COIN (COst of INaction) des ACRP (Austrian Climate Research Program) die Cost of Inaction aufgrund des Klimawandels in 13 Bereichen (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Gesundheit, Ökosystemdienstleistungen & Biodiversität, Wasserversorgung, Elektrizität, Bauen und Wohnen, Heizen und Kühlen, Transport und Mobilität, Produktion und Handel, Katastrophenmanagement, Städtischer Raum, Tourismus) berechnet.³⁷ Auch für die **Schweiz** wurden Studien im Klimabereich gemacht, mit verschiedenen Klimawandelszenarien.³⁸
- Eine **belgische** Studie im Bereich der **Biodiversität** beschäftigte sich mit den Schadens- und Managementkosten der invasiven Kanadagans.³⁹ Eine ähnliche **schweizerische** Studie, welche nur die Schadenskosten berücksichtigt, wurde für das Schmalblättrige Greiskraut gemacht.⁴⁰ Des Weiteren wurde eine umfassende Studie zur Biodiversität in **Deutschland** gemacht. Basierend auf der internationalen TEEB-Initiative (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), möchten die Autoren entsprechende Zusammenhänge für Deutschland sichtbar machen.⁴¹

Die Gründe dafür, dass ein grosser Anteil der Studien relativ grosse Gebiete umfasst, könnten sein, dass oftmals internationale Institutionen wie z. B. EU oder OECD als Auftraggeber auftreten und dass es sich bei einigen Fragen wie insbesondere beim Klimawandel um globale Phänomene handelt. Letztlich treten allerdings die Schäden meist lokal auf und die Schätzungen müssten den lokalen Gegebenheiten angepasst werden.

³⁴ Vgl. van Beukering/Cesar (2004), Ecological economic modeling of coral reefs: Evaluating tourist overuse at Hanauma Bay and algae blooms at the Kihei Coast, Hawai'i. *Pacific Science*, S. 243-260.

³⁵ Vgl. Cook/Zeng et al. (2012), Will Amazonia dry out? Magnitude and causes of change from IPCC climate model projections, 1-27.

³⁶ Vgl. Stanton/Ackerman (2007), Florida and climate change: the costs of inaction.

³⁷ Steininger/Bednar-Friedl (2016), Consistent economic cross-sectoral climate change impact scenario analysis: Method and application to Austria, S. 39-52.

³⁸ Vgl. bspw. CH2014-Impacts (2014), Toward Quantitative Scenarios of Climate Change Impacts in Switzerland, oder CH2018 (2018), Climate Scenarios for Switzerland.

³⁹ Reyns/Casaer (2018), Cost-benefit analysis for invasive species control: the case of greater Canada goose *Branta canadensis* in Flanders.

⁴⁰ BABS (2015), Massenausbreitung invasiver Arten – Nationale Gefährdungsanalyse – Gefährdungsdossier Massenausbreitung invasiver Arten.

⁴¹ Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016), Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen: Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung: Schlussfolgerungen für Entscheidungsträger.

3.1.3 Zeitrahmen und Blickrichtung

Die meisten Studien zu Cost of Inaction sind aus den letzten 20 Jahren. Aktuelle Studien gibt es in den Bereichen Klima⁴², Biodiversität⁴³ und Boden⁴⁴.

Die Blickrichtung bei Cost-of-Inaction-Studien kann nach vorne (ex ante) oder nach hinten (ex post) gerichtet sein. Cost of Inaction der Vergangenheit zeigen, wie viel Kosten das bisherige Nichthandeln (oder falsches / zu wenig Handeln) verursacht hat, beispielsweise in Form von Cost of Delay. Die meisten Studien befassen sich aber mit der Zukunft, analysieren also, viel Kosten in Zukunft anfallen, wenn mit «business-as-usual» im Umweltschutz fortgefahren wird.

Von 23 Studien, welche explizit eine Prognose bis zu einem bestimmten Zeitpunkt abgeben, haben drei einen Prognosezeithorizont von bis zu 2030, elf einen um 2050 und neun einen von 2060 oder mehr. Eine Studie hat gar einen Prognosezeithorizont von 2200.

3.1.4 Brutto- und Nettobetrachtung

Wie in Kapitel 2 beschrieben, können Cost of Inaction brutto oder netto ausgewiesen werden. Bei der Bruttobetrachtung werden Kosten oder Umweltschäden ausgewiesen, welche durch Nichthandeln entstanden sind oder voraussichtlich entstehen werden, ohne die Kosten des Handelns miteinzubeziehen. Bei der Nettobetrachtung werden diese Bruttokosten in Relation zu den Massnahmenkosten gesetzt, welche entstehen, wenn die Umweltschäden gänzlich oder zum grösseren Teil vermieden werden sollen. In der Literatur ist die Bruttobetrachtung sehr verbreitet. Die Nettobetrachtung kommt seltener zur Anwendung⁴⁵, da der Aufwand für eine Nettobetrachtung grösser ist und sich nicht immer eine offensichtliche Massnahme definieren lässt, welche die Umweltschäden vermeidet.

3.1.5 Themenbereiche

COI im Umweltbereich

Cost of Inaction Studien sind vorwiegend in den Bereichen Klima und Biodiversität zu finden. Fürs Klima legte der Stern-Report von 2006 den Grundstein.⁴⁶ Im Biodiversitätsbereich bietet insbesondere die TEEB-Initiative zahlreiche Publikationen.⁴⁷

Es lassen sich aber auch Cost-of-Inaction-Studien in den Bereichen Boden, Chemikalien, effiziente Ressourcennutzung, Landschaft, Luft, Wald und Holz, Wasser / Hydrologie finden.

⁴² Z. B. OECD (2017), Investing in Climate, Investing in Growth.Paris.

⁴³ Z. B. WWF (2018), Living Planet Report - 2018: Aiming Higher.

⁴⁴ Z. B. OECD (2018b), Global Material Resources Outlook to 2060: Economic Drivers and Environmental Consequences.

⁴⁵ Das prominenteste Beispiel für eine Nettobetrachtung bietet der Stern Review, Stern et al. (2006).

⁴⁶ Stern (2006), Stern Review: The economics of climate change.

⁴⁷ Z. B. TEEB (2008), The economics of ecosystems & biodiversity.

Welche Themenbereiche besser und schlechter für die Cost of Inaction Bewertungsmethode geeignet sind, wird in Kapitel 4.1 diskutiert.

COI ausserhalb des Umweltbereichs

Nicht nur im Umweltbereich werden Kosten des Nichthandelns bewertet. Insbesondere im Gesundheits- und Bildungsbereich findet sich viel Literatur.

Im Gesundheitsbereich werden beispielsweise die Kosten des Nichthandelns, welche zu einer umfassenden HIV-Epidemie führen können, mit den Kosten für Überwachung und wirksame Präventivprogramme verglichen.⁴⁸ Des Weiteren wurden die Auswirkungen der Müttersterblichkeit auf Kinder mithilfe von Kosten des Nichthandelns abgeschätzt. Zudem gibt es einige Studien welche die Kosten des Nichthandelns bei Kindern bezüglich Gesundheit⁴⁹, und Müttersterblichkeit⁵⁰ abschätzen.

Im Bildungsbereich gibt es zum Beispiel eine Studie, welche die Kosten des Nichthandelns mit den Kosten des Handelns für Investitionen in Kleinkinder im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse nutzt.⁵¹

3.1.6 Publikationsform und Auftraggeber

Studien zu Cost of Inaction werden im akademischen Bereich in wissenschaftlichen Zeitschriften⁵² oder als Arbeitspapier⁵³ publiziert oder von Nicht-Regierungs-, zwischenstaatlichen, Regierungs- oder anderen Organisationen, oder Forschungs-Initiativen erstellt oder in Auftrag gegeben.

Die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) hat bezüglich Cost of Inaction diverse Studien zu verschiedenen Umweltbereichen veröffentlicht. Als weitere zwischenstaatliche Organisation publizierten die Vereinten Nationen im Rahmen ihres Umweltprogramms UNEP (United Nations Environment Programme) Studien. Des Weiteren erstellte die UN-Organisation Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) diverse Studien zu Kosten des Biodiversitätsverlusts. Von der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission kommen ebenfalls Cost-of-Inaction-

⁴⁸ Jenkins/Robalino (2003), HIV/AIDS in the Middle East and North Africa: the costs of inaction.

⁴⁹ Z. B. World Vision International (2009), Who's counting? 9.2 million children – the cost of inaction on child health.

⁵⁰ Z. B. Yamin/Boulanger (2013), Costs of inaction on maternal mortality: qualitative evidence of the impacts of maternal deaths on living children in Tanzania.

⁵¹ Institute of Medicine Forum on Investing in Young Children Globally (2014), The Cost of Inaction for Young Children Globally: Workshop Summary. Washington, USA.

⁵² Z. B. Rutten/Casaer (2018), Assessing agricultural damage by wild boar using drones, S. 568-576, oder Rodriguez-Labajos (2013). Climate change, ecosystem services, and costs of action and inaction: scoping the interface, S. 555-573.

⁵³ Z. B. Gerber/Mirzabaev (2017), Benefits of action and costs of inaction: Drought mitigation and preparedness – a literature review.

Bestrebungen. Der zwischenstaatliche Ausschuss für Klimaänderungen (IPCC) veröffentlichte Zahlen zum Klimawandel, die für viele folgende Studien als Datengrundlage dienten.

Beispiele für Forschungs-Initiativen sind TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) für Biodiversität oder ELD (Economics of Land Degradation) für Bodendegradation.

Des Weiteren wurden Studien von Regierungen finanziert. Österreich stellt einen Klima- und Energiefonds zur Verfügung. Mithilfe dessen konnte das Austrian Climate Research Programme (ACRP) eine grosse Cost-of-Inaction-Studie durchführen. Auch die britische und die deutsche Regierung erteilten Aufträge zu Cost of Inaction im Klimabereich.

3.2 Lehren aus der Literatur

Im Anhang D gehen wir auf einige zentrale Aspekte der Berechnung von Cost of Inaction ein. Nachfolgend fassen wir die wesentlichsten Erkenntnisse aus Sicht Ecoplan zusammen.

3.2.1 Vorgehensschritte bei Cost-of-Inaction-Studien

Die Vorgehensschritte für die Durchführung von Cost-of-Inaction-Studien unterscheiden sich zwischen den einzelnen Studien nicht wesentlich, werden aber unterschiedlich dargestellt bzw. strukturiert. Für ein standardisiertes Vorgehen zur Durchführung einer Cost-of-Inaction-Studie kann auf dem Vorgehen gemäss Bakkes/Bräuer et al. (2006) aufgebaut werden und mit den Schritten vom physischen Wirkungspfad bis zur ökonomischen Bewertung kann gemäss Büniger/Matthey (2018) differenziert bzw. präzisiert werden.

3.2.2 Methoden zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden

«Massstab für die Bewertung von Umweltschäden sind die Präferenzen derjenigen, die von den Umweltschäden (potenziell) betroffen sind und Nutzeneinbussen erleiden. Will man Umweltschadenskosten bewerten, spielen also die individuellen Wertschätzungen (Präferenzen) die zentrale Rolle.» (Büniger/Matthey 2018). Diese anthropozentrische Definition, wie die Umweltschäden zu messen sind, wird von allen COI-Studien und Methodenpapieren explizit oder implizit unterstellt.⁵⁴

Für die Bewertung von Umweltschäden liegen verschiedenste Methoden vor. Konzeptionell liegen die Schwierigkeiten in vielen Fällen weniger bei der ökonomischen Bewertung, als bei den fehlenden Kenntnissen in Bezug auf die Ursache-Wirkungs- und Dosis-Wirkungs-Beziehungen – also am physischen Wirkungspfad. Die grosse Methodenvielfalt zur ökonomischen Bewertung ist die Folge von vielen unterschiedlichen zu bewertenden Wirkungen mit unterschiedlichster Datenlage. Nur dank einer Vielzahl unterschiedlichster

⁵⁴ In dieser anthropozentrischen Definition sind auch nutzungsunabhängige Werte wie Existenzwert, Vermächtniswert oder altruistische Werte subsummiert, da diese ebenfalls durch die individuellen Präferenzen bestimmt sind.

Methoden gelingt es, die Umweltschäden in unterschiedlichsten Bereichen ökonomisch zu bewerten. Diesem Vorteil einer grossen Methodenvielfalt steht aber auch ein gewichtiger Nachteil gegenüber: Die Resultate von berechneten Umweltschäden unterscheiden sich je nach angewandter Methodik. Dies nicht nur, weil die verschiedenen Methoden nicht alle dieselben Kosten- bzw. Nutzenaspekte bewerten, sondern auch, weil verschiedene Methoden, welche genau dieselben Nutzenaspekte im exakt gleichen Untersuchungsrahmen untersuchen, zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Beispielsweise ergeben sich höhere Zahlungsbereitschaften mit dem Willingness-to-accept-Ansatz als mit dem Willingness-to-pay-Ansatz. Es existieren jedoch Bestrebungen, Regelwerke für die passende Methode zur jeweiligen Anwendung zu erstellen (z. B. von der OECD).

3.2.3 Umgang mit Irreversibilität

Die Bewertung irreversibler Umweltschäden wird in der Regel qualitativ vorgenommen, da vielfach die Folgewirkungen von irreversiblen Umweltschäden heute noch nicht bekannt sind. Ein gangbarer Weg zur Monetarisierung irreversibler Umweltschäden liegt darin, dass verschiedene Schadensszenarien, beispielsweise auf Basis von Experteneinschätzungen, konstruiert werden und die Folgewirkungen grob abgeschätzt werden. Wertvolle Einsichten lassen sich vor allem dann gewinnen, wenn die ganze Bandbreite der möglichen Schadensszenarien eingeschätzt werden kann. Damit kann zumindest die Unsicherheit von irreversiblen Umweltschäden erfasst werden (vgl. nachfolgender Punkt).

3.2.4 Umgang mit Unsicherheit und Risiken

Es besteht ein breiter Konsens, dass die Unsicherheiten in der Bewertung von Cost of Inaction mittels Bandbreiten aufzuzeigen sind. Mit den Bandbreiten werden nicht nur die objektiven Unsicherheiten greifbar gemacht, sondern es wird auch die Glaubwürdigkeit der Studie gestärkt. Weiter erlauben es die Bandbreiten, auch extreme Schadensszenarien in die Bewertung aufzunehmen. Risikoaversion und Katastrophenrisiken werden in den meisten COI-Studien nicht oder nur qualitativ adressiert. In Bezug auf die ökonomische Bewertung der Risikoaversion und der Katastrophenrisiken zeichnet sich noch keine Konsenslösung ab.⁵⁵

3.2.5 Umgang mit Diskontierung

Die soziale Diskontrate spielt eine grosse Rolle in der Bewertung der Cost of Inaction. Bei einer hohen sozialen Diskontrate spielen die weiter in der Zukunft anfallenden Umweltschäden keine grosse Rolle mehr in der Bewertung. Ein gewisser Konsens besteht darin, dass längerfristige, generationenübergreifende Umweltschäden in der Bewertung der Cost of Inaction

⁵⁵ In der Schweiz gab es mit dem Projekt «Katarisk - Katastrophen und Notlagen in der Schweiz» eine Risikobeurteilung aus der Sicht des Bevölkerungsschutzes des Bundesamtes für Bevölkerungsschutz (BABS) von 2002 entsprechende Bemühungen für die Erfassung der Risikoaversion. Dabei wurden Risikoaversionsfaktoren bestimmt, indem Gefahren, die Katastrophen und Notlagen auslösen können, systematisch beschrieben, analysiert und einheitlich bewertet wurden.

angemessen zu berücksichtigen sind. Dies kann durch die Wahl einer generell tiefen sozialen Diskontrate (bspw. 1% wie es Bürger/Matthey (2018) empfiehlt), einer mit der Zeit abnehmenden Diskontrate (gemäss OECD 2018a) oder einer dualen Diskontierung erreicht werden.

3.2.6 Umgang mit Verteilungsaspekten

OECD (2008) weist explizit auf die Bedeutung der Verteilungseffekte von Umweltschäden und deren Behebung hin. In der COI-Literatur wird wenig auf die Verteilungsaspekte eingegangen. Häufig – wie bspw. bei der Luftverschmutzung – ist auch klar, wer geschädigt wird. Trotzdem erachten wir es als äusserst wichtig, die Verteilungsaspekte im Rahmen von COI-Studien zu thematisieren und soweit möglich aufzuzeigen,

- wer von den Umweltschäden betroffen ist und die Umweltkosten tragen muss;
- bei wem die Massnahmenkosten entstehen, wenn Massnahmen gegen diese Umweltschäden unternommen werden.

Damit können sogenannte «split incentives»⁵⁶ erkannt werden und allfällige Massnahmen zur Überwindung potenzieller Akzeptanzprobleme, welche auf diese «split incentives» zurückzuführen sind, anzugehen. Die COI-Studie kann somit solche «split incentives» aufdecken, direkte Lösungen sind aber in der Regel nicht ableitbar und daher auch kein Thema einer COI-Studie.

⁵⁶ «Split incentives» (auseinanderklaffende Anreiz bzw. Anreizasymmetrien) sind ein häufig diskutiertes Problem bei der energetischen Sanierung von Miethäusern, für die Schweiz vgl. Lang/Lanz (2018): Wenn der Mieter für die Energiekosten aufkommt, hat der Vermieter wenig Anreiz in eine energetische Sanierung zu investieren und der Mieter hat keinen Anreiz zu investieren, weil ihm das Gebäude nicht gehört (principal-agent problem oder Investor-Nutzer-Dilemma). «Split incentives» sind aber nicht nur einer der Erklärungsfaktoren für das Investor-Nutzer-Dilemma und das darauf begründete Marktversagen, «split incentives» können auch umfassender verstanden werden als auseinanderklaffende Anreize zwischen individuellen Kosten bzw. Nutzen und gesellschaftlichen Nutzen bzw. Kosten, vgl. bspw. Lah (2015). So verstanden sind «split incentives» ein wesentlicher Erklärungsfaktor für die Übernutzung unserer Umwelt: Endliche Ressourcen oder die beschränkte Aufnahmefähigkeit unserer Umwelt werden von uns gratis genutzt, sofern wir von der Nutzung nicht ausgeschlossen werden können. Aus einer individuellen Perspektive gibt es keinen (finanziellen) Anreiz, die individuellen Kosten für eine nachhaltige Nutzung zu tragen. Die individuelle Nutzenmaximierung führt zu einem gesamtgesellschaftlich ineffizienten und unerwünschten Resultat – der Übernutzung unserer Umwelt (tragedy of the commons bzw. Tragik der Allmende).

4 Ansätze zum Umgang mit Cost of Inaction

4.1 Bisheriger Umgang mit Cost of Inaction

Die jüngere Literatur ist geprägt vom Stern-Report⁵⁷ für den Klimawandel, der dazu führte, dass für die Biodiversität mit TEEB eine ähnliche internationale Studie lanciert wurde. Besonders im Zusammenhang mit Biodiversität, aber auch Bodenschutz, wird das Konzept der Ökosystemleistungen vermehrt genutzt.⁵⁸ Insgesamt kann man feststellen, dass die TEEB-Studien auf der globalen bzw. internationalen Ebene einen sehr grossen Einfluss hatten. Der Denkansatz, ökonomische Nutzen und Kosten bei der Hervorhebung der Bedeutung von Biodiversität und Ökosystemleistungen ins Spiel zu bringen, hat in politischen Kreisen eine sehr große Zustimmung erfahren. Bei der Biodiversitäts-COP-Konferenz in Nagoya (2012) hiess es, «TEEB was all over the place». Und auch auf der Ebene der EU spielen solche Überlegungen eine grosse Rolle. So wurde entschieden, eine Klassifikation von Ökosystemleistungen bis 2020 in allen Mitgliedstaaten nach einem bestimmten vereinbarten Klassifikationsschema (CICES)⁵⁹ vorzunehmen. Die Erfahrungen im Projekt «Naturkapital Deutschland» sind hingegen nach Einschätzungen des Studienleiters Bernd Hansjürgens⁶⁰ anders zu beurteilen: Hier zeigt sich auf vielen Ebenen eine Zurückhaltung gegenüber dem ökonomischen Ansatz: Zum einen, weil ein ausgeklügeltes Planungssystem für Entscheidungsabwägungen bereits besteht, zum anderen, weil viele im Naturschutz arbeitenden Entscheidungsträger und NGOs dem ökonomischen Ansatz gegenüber kritisch eingestellt sind.

Viele Studien bzw. Ergebnisse sind auf hoher «Flughöhe» und für sehr grosse und heterogene Räume verfasst (z. B. IPSES-Report, COPI-Studie⁶¹ für Biodiversität) und deshalb nur bedingt als Grundlage für konkrete umweltpolitische Entscheide in der Schweiz anwendbar. Hinzu kommen viele Unsicherheiten und methodische Schwierigkeiten, aber auch grundsätzliche Kritik an der Ökonomisierung der Umweltpolitik.⁶² In den letzten Jahren zeigen sich aber deutliche Fortschritte in der ökonomischen Bewertung von Umweltschäden, welche auch COI Studien dienlich sind. Beispiele dafür sind die Methodenkonvention des Deutschen Umweltbundesamts (Bünger/Matthey (2018)) oder die Handlungsanleitungen zur Erstellung von Kosten-Nutzen-Analyse im Umweltbereich der OECD (OECD,2018a).

⁵⁷ Der Stern-Report, welcher im Auftrag der britischen Regierung erstellt wurde, erhielt insbesondere in Europa eine sehr hohe Aufmerksamkeit. Beispielsweise beschloss das Bündnis 90/Die Grünen in Deutschland als Antwort auf den Bericht im Jahr 2006, dass bis zum Jahr 2100 jeder eingesetzte Euro für Klimaschutz bis zu zwanzig Euro an Klimaschäden vorzubeugen hat. Stern/Bakhshi et al. (2006).

⁵⁸ Siehe dazu z. B. auch Walter/Hänni (Ecoplan) (2018), Wege zu einer nachhaltigen Bodenpolitik, Thematische Synthese NFP 68.

⁵⁹ CICES - Common International Classification of Ecosystem Services.

⁶⁰ Persönliche Mitteilung, Januar 2019.

⁶¹ Siehe Braat/ten Brink (2008), The cost of policy inaction.Ecologic.

⁶² Für eine Replik z. B.: Hansjürgens (2015), Zur Neuen Ökonomie der Natur: Kritik und Gegenkritik, in: Wirtschaftsdienst 2015-4, S. 284-291 ff.

4.2 Versuch einer Experteneinschätzung zum Nutzen von COI

4.2.1 Vorgehen

Die Analysen und die Diskussion in der Begleitgruppe haben gezeigt, dass es nicht möglich ist, eine generelle Aussage zum Nutzen und zur Anwendbarkeit von COI-Studien zu treffen. Auch auf der Ebene einzelner Umweltbereiche ist dies sehr schwierig und würde jeweils eine Vorstudie zur Datenlage und zur Methodik sowie eine vertiefte Analyse von Teilbereichen (z. B. Renaturierungen als Teil der Gewässerthematik) voraussetzen.

Trotzdem haben wir **als Anstoss für die Diskussion** eine Experteneinschätzung versucht, die in den nachfolgenden Abschnitten auch begründet wird. Sie wurde auch in der Begleitgruppe sowie mit dem Experten Prof. B. Hansjürgens validiert, bleibt aber eine Einschätzung von Ecoplan.

Diese Einschätzung wird in Abbildung 4-3 dargestellt. Sie zeigt, wo bisher COI-Analysen⁶³ besonders verbreitet sind und wie wir das Wissen bzw. die Datenlage in den einzelnen Umweltbereichen in Bezug auf zwei wichtige Aspekte einschätzen:

- *Ursache-Wirkungs-Beziehung*: Kenntnisse der Ursache-Wirkungs-Beziehung ist Voraussetzung für die Durchführung einer COI-Studie. Mit den Kenntnissen der Ursache-Wirkungs-Beziehungen können mittels Schadensszenarien, welche auf einen Zeitpunkt in der Zukunft abzielen und nicht die ganze Baseline nachzeichnen, die COI zumindest in ihrer Grössenordnung abgeschätzt werden.
- *Dosis-Wirkungs-Beziehung*: Kenntnisse der Dosis-Wirkungs-Beziehung sind in der Regel notwendig, um die Baseline im Zeitverlauf abzuschätzen. Weiter dienen diese Kenntnisse auch dazu, die Wirkung von Massnahmen abzuschätzen.

Weiter stellen wir *Thesen* dazu auf, inwieweit das **Bewusstsein und die Handlungsbereitschaft** im spezifischen Umweltbereich bei den Schweizer Stakeholdern (Entscheidungsträger in Gesellschaft, Wirtschaft und Politik) vorhanden ist.

Gestützt darauf geben wir wiederum als Thesen zu verstehende Einschätzungen ab, ob COI-Studien in den letzten Jahren (gemeint sind rund 20 Jahre) einen massgeblichen **Beitrag zu diesem Stand bzw. zur Bildung von Bewusstsein und Handlungsbereitschaft** gehabt haben. Separat geben wir an, wie wir den Beitrag von COI-Studien für die Zukunft (rund 10 Jahre) einschätzen.

Neben den Umweltbereichen führen wir zusätzlich auch einzelne Querschnittsthemen, Treiber bzw. Belastungen auf, bei denen entweder schon eine lange Tradition in der ökonomischen Bewertung vorhanden ist (Mobilität und Energieversorgung) oder die in COI-Studien einzeln adressiert wurden (Chemikalien).

⁶³ Wir subsumieren in diesem Abschnitt unter den COI-Analysen auch verwandte Analysen, die auf denselben ökonomischen Bewertungsmethoden beruhen (bspw. Kosten-Nutzen-Analyse oder die Berechnung der externen Kosten im Verkehr).

Die Einschätzungen sind z.T. auch von der thematischen Breite und vom Vertiefungsgrad abhängig: Beispielsweise könnte sich die Einschätzung zur Biodiversität ändern, wenn man sich nur auf ein Teilgebiet wie «invasive Arten», «Insektensterben» oder auf ein konkretes Naturschutzgebiet bezieht.

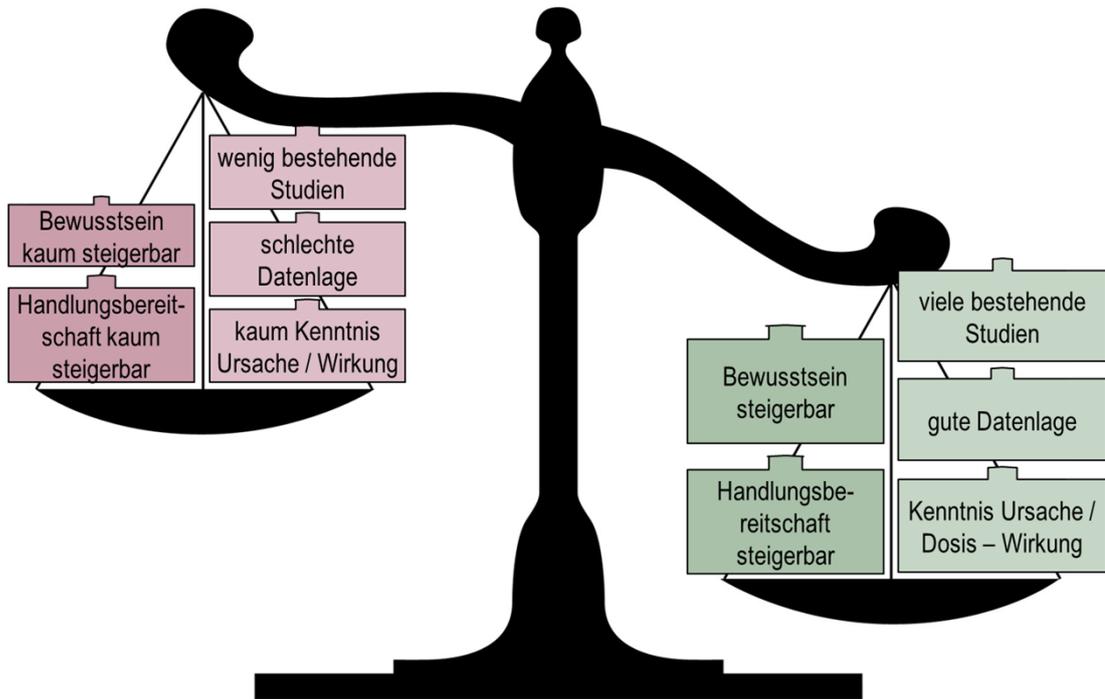
Denkschema zur Abschätzung des Nutzens von COI-Studien

Ob eine COI-Studie zweckmässig ist, hängt vom potenziellen Nutzen *und* von der Machbarkeit ab. In der nachfolgenden Übersicht (Abbildung 4-3) zeigen wir in den beiden letzten Spalten unsere Einschätzung zum Nutzen.

- **Nutzen:** Der Nutzen einer COI-Studie im Sinne des Beitrags zum Problembewusstsein und zur Stärkung der Handlungsbereitschaft ist potenziell hoch,
 - wenn das Problembewusstsein und die Handlungsbereitschaft im jeweiligen Umweltbereich noch nicht hoch genug sind, dass im Politikprozess adäquate⁶⁴ Massnahmen eingeleitet werden;
 - wenn zu erwarten ist, dass eine COI-Studie das Problembewusstsein und die Handlungsbereitschaft im jeweiligen Umweltbereich substantziell erhöhen können;
 - wenn im Policy-Cycle (vgl. dazu 4.4) ein Einsatz einer COI-Studie einen Beitrag leisten kann, also insbesondere in den Phasen «Problemerkennung» sowie «Konsolidierung» und «politischer Entscheid», oder wenn in den nachfolgenden Phasen eine Aktualisierung oder Vertiefung möglich ist.
- **Machbarkeit:** Die Machbarkeit wird insbesondere als relativ hoch eingeschätzt,
 - wenn bereits nationale Studien zu COI oder zur Monetarisierung von Kosten und Nutzen im jeweiligen Umweltbereich vorliegen, die sich ergänzen und/oder aktualisieren lassen;
 - wenn internationale Studien vorliegen, die sich zumindest teilweise auf die Schweiz übertragen lassen;
 - wenn das Wissen zu Ursache-Wirkungs-Beziehungen vorhanden ist;
 - wenn das Wissen zu Dosis-Wirkungs-Beziehungen vorhanden ist. Ist letzteres nicht gegeben so kann die Kenntnis zu Dosis-Wirkungs-Beziehungen verbessert werden oder mit Risiko-Überlegungen gearbeitet werden.

⁶⁴ Welche Massnahmen «adäquat» sind, lässt sich fachlich z. B. anhand von Kosten-Nutzen-Analysen unter Umständen begründen, bleibt aber selbstverständlich letztlich eine politische Frage.

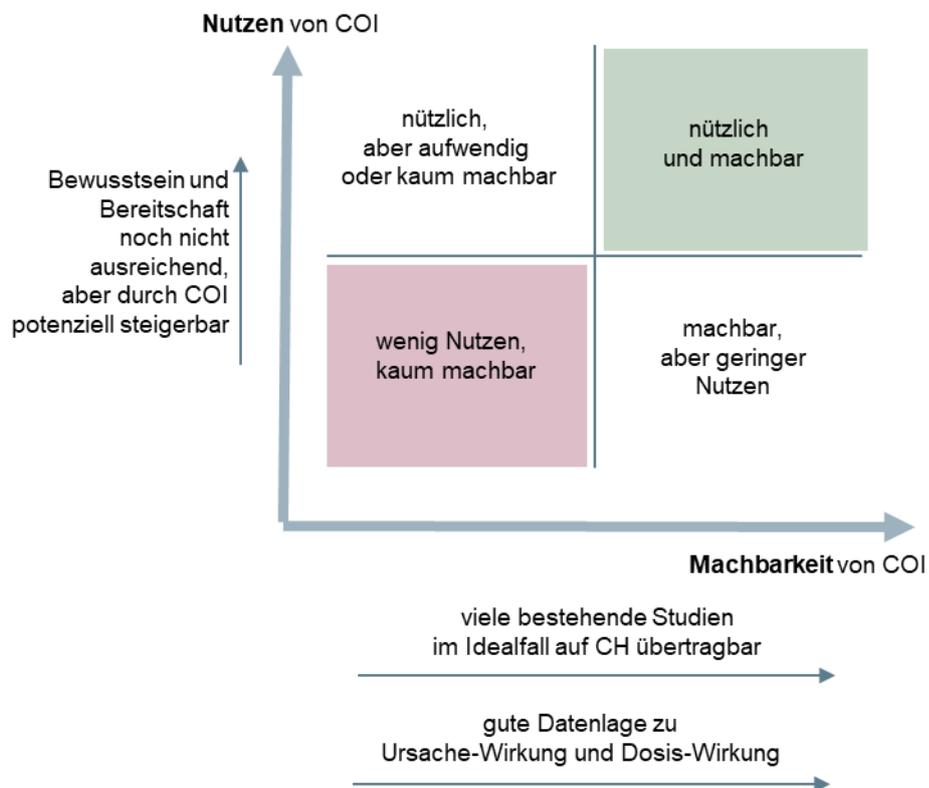
Abbildung 4-1: Illustration zur Abwägung der Zweckmässigkeit von COI-Studien



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Abwägung kann auch auf zwei Achsen gemäss Abbildung 4-2 dargestellt werden.

Abbildung 4-2: Zweckmässigkeit von COI-Studien als Ergebnis von Nutzen und Machbarkeit



Quelle: Eigene Darstellung.

4.2.2 Ergebnis im Überblick

Abbildung 4-3 Experteneinschätzung zu COI-Potenzialen nach Umweltbereichen

Umweltbereich (Stichworte)	COI- und Monetarisierungsstudien	Wissen / Datenlage		Heutige Situation bei den CH-Stakeholdern		Bisheriger Beitrag von COI zur heutigen Situation		Künftiger Beitrag von COI	
		Ursache-Wirkungs-Beziehung	Dosis-Wirkungs-Beziehung	Bewusstsein vorhanden	Bereitschaft zum Handeln vorhanden	zur Bildung von Bewusstsein in CH	zur Bildung von Handlungsbereitschaft in CH	zur Bildung von Bewusstsein in CH	zur Bildung von Handlungsbereitschaft in CH
Klima (Mitigation, Adaptation)	●	●	◐	●	▲	✓	!	✓	✓
Biodiversität (Arten/Lebensräume, Neobiota, Ökolog. Infrastr., genetisch veränderte Organismen)	◐	◐	◐	▲	▲	!	✗	✓	!
Luft (Luftverschmutzung)	◐	●	◐	●	▲	✓	✓	✓	✓
Wasser (Grundwasser, Oberflächengewässer, Abwasserreinigung, Renaturierung)	◐	●	◐	●	●	✗	!	✗	!
Wald (Waldfläche, Schutzwaldleistung)	◐	◐	◐	●	●	✗	✗	!	!
Ressourcen & Abfall (Ressourcenverbrauch, Siedlungsabfall, Sondermüll, Littering, radioaktiver Abfall)	◐	◐	◐	▲	▲	✗	✗	!	!
Boden (Bodenkontamination, -verdichtung, -erosion)	◐	◐	◐	▲	▲	!	!	!	!
Landschaft (auch Landnutzungsänderungen)	◐	◐	◐	●	▲	!	!	✓	!
Lärm (Lärmbelastigung)	●	●	◐	●	▲	!	!	!	!
«Elektromog» & Licht (Belastung mit nichtionisierender Strahlung, Lichtemissionen)	○	◐	◐	▲	◆	✗	✗	✗	✗
Naturgefahren (Hochwasser, Rutschungen, Lawinen)	◐	●	◐	●	●	✓	✓	✓	✓
Querschnittsthemen & Treiber & Belastungen									
Mobilität (Personen-, Güterverkehr)	◐	●	◐	●	●	✓	✓	✓	✓
Energieversorgung (Strom- und Wärmeversorgung)	◐	●	◐	●	▲	✓	!	✓	✓
Landwirtschaft (landw. Produktion, Pestizide, Dünger)	◐	◐	◐	▲	▲	!	!	✓	✓
Chemikalien (Kältemittel, Medikamente, gefährliche Substanzen)	◐	◐	◐	▲	▲	✗	✗	!	✗

Legende:

Studien vorhanden? / Datenlage?	Ursache-Wirkungs-Beziehung	Dosis-Wirkungs-Beziehung	Heutige Situation bei den CH-Stakeholdern	Bisheriger Beitrag von COI zur Situation	Künftiger Beitrag von COI
keine / keine gefestigte Datenlage	○	○	kaum ◆	nein ✗	nein ✗
vereinzelt / vereinzelte Anhaltspunkte vorhanden	◐	◐	teilweise ▲	vielleicht !	vielleicht !
einige / einige Anhaltspunkte vorhanden	◐	◐	gefestigt ●	ja ✓	ja ✓
viele / gefestigtes Wissen, Daten vorhanden	◐	◐			
sehr viele / breit abgestützte Datenlage	●	●			

Quelle: Eigene Darstellung.

4.2.3 Erläuterungen zu einzelnen Umweltbereichen

Nachfolgend diskutieren wir kurz die einzelnen Umweltbereiche bzw. die Zeilen der Abbildung 4-3. Die Beurteilungen stützen sich auf die Literatur gemäss Anhang, die Diskussionen in der Begleitgruppe und unsere Einschätzungen aufgrund der Kenntnis der Umweltpolitik der letzten drei Jahrzehnte. Wie erwähnt sind es thesenartige Experteneinschätzungen.

a) Klima

Im Klimabereich gibt es viele COI-Studien, die Ursache-Wirkungs- und auch die Dosis-Wirkungs-Beziehungen sind bekannt, wenn auch mit einer gewissen Unschärfe bzw. Bandbreite zu rechnen ist. Das Bewusstsein im Klimabereich dürfte (mehrheitlich) vorhanden sein, aber für die Massnahmen in der notwendigen Tiefe fehlt die Bereitschaft bei den Schweizer Stakeholdern und den politischen Entscheidungsträgern.

Die COI-Studien dürften dazu beigetragen haben, dass die Relevanz und Grössenordnung des Klimawandels ins Bewusstsein der (Schweizer) Stakeholder gedrungen ist und auch da haften geblieben ist (eine herausragende Bedeutung haben hier sicher die periodisch erscheinenden IPCC-Berichte und der Stern Review mit seinen Schadensschätzungen in der Grössenordnung von 5 bis 20 Prozent des BIP). Auch eine gewisse Bereitschaft für Massnahmen gegen den Klimawandel konnte durch COI-Studien geschaffen werden, beispielsweise in Grossbritannien, Australien oder Deutschland. In der Schweiz stufen wir den Beitrag zum Bewusstsein als relativ gross und jenen zur Handlungsbereitschaft als mittelgross ein.

Den künftigen Beitrag von COI-Studien schätzen wir als potenziell gross ein, insbesondere zur Aufrechterhaltung des Bewusstseins⁶⁵ im Hinblick auf eine langfristige Politik und durch einen Ausbau in Richtung Kosten-Nutzen-Analysen für Mitigations- und Adaptationsmassnahmen.

b) Biodiversität

Dank TEEB gibt es eine Vielzahl von ausländischen Studien, welche die COI im Bereich Biodiversität thematisieren. Das Wissen um die Ursache-Wirkungs-Beziehungen konnte in den letzten Jahren dank diesen Arbeiten stark verbessert werden und wird laufend verbessert.⁶⁶ In Bezug auf die Dosis-Wirkungs-Beziehung ist die Forschung allerdings noch nicht ganz so weit.

Die ausländischen COI-Studien dürften in Bezug auf das Bewusstsein für die Problematik im Bereich Biodiversität bei den Schweizer Stakeholdern kaum einen nachhaltigen Eindruck hinterlassen haben. Das Bewusstsein und die Handlungsbereitschaft im Bereich Biodiversitätsproblematik sind in der Schweiz noch eher gering, haben aber zugenommen: So führten beispielsweise Deutsche Forschungsergebnisse zum Insektensterben dazu, dass in

⁶⁵ Die Bewegung «Fridays for Future» basiert ihre Forderungen unter anderem auch auf einer COI-Argumentation: «die verursachten Schäden werden weit höhere Kosten mit sich bringen als alle Investitionen in konkrete Massnahmen zur Vermeidung der Klimakatastrophe» (<https://fridaysforfuture.de/forderungen/>).

⁶⁶ Bspw. mit dem Bericht der FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations (2019), The state of the world's biodiversity for food and agriculture.

der Schweiz die Petition «Insektensterben aufklären» gestartet wurde. Diese war äusserst erfolgreich: Innerhalb 100 Tagen wurde sie von 165'000 Personen unterschrieben. Des Weiteren konnte die Strategie Biodiversität Schweiz (SBS) sowie der dazugehörige Aktionsplan eine knappe Mehrheit in der Schweizer Politiklandschaft finden. Auch im Thema «invasive Arten» sind hohe Kosten der Schäden zunehmend ein Thema.

Insgesamt sehen wir bisher einen mittelgrossen Beitrag zum Problembewusstsein und kaum einen Beitrag zur Handlungsbereitschaft durch COI. **Künftig könnten Studien in bestimmten Teilbereichen (invasive Arten, Insektensterben⁶⁷ u.a.) u.E. einen recht grossen Beitrag zum Bewusstsein und auch einen mittelgrossen Beitrag zur Handlungsbereitschaft leisten**, indem sie die (vermutlich sehr hohen und meist irreversiblen) Schäden des Nichthandelns bzw. das langfristig vermutlich gute Kosten-Nutzen-Verhältnis von Massnahmen erhärten und das Thema aus der Sphäre der Naturwissenschaft in jene der Wirtschaft hinübertragen.

c) Luft

Hier liegen Berechnungen vor (externe Kosten der Luftbelastung für Gebäude, Gesundheit und Landwirtschaft), die letztlich analoge Informationen wie COI-Studien liefern, wenn auch hier nicht die Terminologie COI direkt Verwendung findet. Das Bewusstsein und zumindest teilweise auch die Handlungsbereitschaft kann vermutlich durch die ökonomische Bewertung gestärkt werden. Für das Bewusstsein und die Handlungsbereitschaft zentral sind die direkte Betroffenheit aller durch die gesundheitsbelastende Wirkung der Luftverschmutzung und das Vorhandensein einer Technologie (bspw. Abgasfilter), welche ohne grosse Verhaltensänderung eine Verbesserung der Luftbelastung ermöglichen würde.

Auch künftig sehen wir hier einen wichtigen Beitrag, insbesondere weil sich solche Studien etabliert haben und deren Aktualisierung zudem nicht mehr sehr aufwendig ist.

d) Wasser

Hier liegen international COI-Studien oder ähnliche ökonomische Bewertungen vor. In diesen Bereichen sind auch das Wissen und die Datenlage relativ gut, insbesondere was die Ursache-Wirkungs-Beziehung anbelangt. Die umfangreichen und auch kostspieligen Massnahmen (z. B. Elimination von Mikroverunreinigungen) zeigen, dass ein gefestigtes Bewusstsein und auch eine Handlungsbereitschaft besteht. Diese besteht insbesondere dann, wenn technologische Lösungen vorliegen, welche ohne grosse Verhaltensänderung umgesetzt werden können, z. B. Abwasserreinigungsanlagen (ARAs).⁶⁸ **Allerdings sind es eher die Schäden und Belastungen an sich und weniger die ökonomische Bewertung, welche die wesentliche Rolle zur Bildung dieses Bewusstseins bzw. der Handlungsbereitschaft der Schweizer Stakeholder gespielt haben.**

⁶⁷ Vgl. aktuelle Vorstösse: 19.5080 Insektensterben - Schutz- und Fördermassnahmen intensivieren und Monitoring einführen; 19.5042 Le coût de la mortalité des insectes.

⁶⁸ McNeill J.R. (2001), Something New Under the Sun: An Environmental History of the Twentieth-Century World.

Sowohl in der Vergangenheit wie in der Zukunft sehen wir allenfalls einen Beitrag von COI-Studien in dem Sinn, dass sie den Nutzen von präventiven Massnahmen sichtbar machen.

e) Wald

In diesem Bereich gibt es ebenfalls international einige Studien, in der Schweiz insbesondere zum Erholungsnutzen und z.T. auch im Zusammenhang mit der Schutzwaldfunktion. Auch hier bestehen wie beim Wasser ein **hohes Problembewusstsein und eine hohe Handlungsbereitschaft, die aber u.E. nicht durch COI getrieben waren**. Künftig könnten allenfalls Überlegungen im Zusammenhang mit «Nichthandeln» bei Schutzwäldern oder z. B. im Zusammenhang mit der Wasserretentionsfunktion eine Rolle spielen.

f) Rohstoffe und Abfälle

Es liegen nur wenige Beispiele von COI-Bewertungen vor, und das Wissen und die Datenlage sind – ausserhalb der klassischen Abfallwirtschaft – noch schlecht. Problembewusstsein und Handlungsdruck sind u.E. mittelgross, aber dabei haben ökonomische Beiträge kaum einen Einfluss gehabt. In Zukunft könnten allerdings insbesondere in der Thematik der knappen Rohstoffe (z. B. seltene Metalle) und des Recyclings bzw. der Kreislaufwirtschaft (bspw. für Phosphor oder Stickstoff)⁶⁹ ökonomische Überlegungen vermehrt eine Rolle spielen, darunter auch COI-Studien.

g) Boden

Trotz dem NFP 68 (Ressource Boden) ist die Datenlage noch schlecht. Gerade dieses NFP und auch das Jahr des Bodens⁷⁰ haben aber Bewusstsein und Handlungsdruck erhöht, z. B. bei den Bestrebungen zur Bodenkartierung (Lancierung des Kompetenzzentrums Boden). Hier haben (nicht direkt als COI-Studien bezeichnete) ökonomische Überlegungen zu Kosten und Nutzen der Bodenkartierung einen Beitrag geleistet. Auch künftig **könnte dieses noch unterschätzte Thema durch COI-ähnliche Studien höher auf die Agenda geschoben werden**, z. B. durch die Monetarisierung möglicher Schäden durch Verdichtung und Fruchtbarkeitsverluste⁷¹ oder im Kontext der Fruchtfolgeflächen-Diskussion. Eine Schwierigkeit ist, der Bodenknappheit in der ökonomischen Bewertung gerecht zu werden, da diese Knappheit erst in den nächsten Generationen wirklich manifest wird. Weiter muss bei der Einschätzung der Bedeutung von COI-Studien im Bodenbereich beachtet werden, dass das Bewusstsein bei vielen Menschen auch ohne ökonomische Bewertung gross ist und dass der Boden als Grundlage für die Ernährung auch der nächsten Generationen erhalten werden muss. Unsere Einschätzung ist, dass künftige COI-Ansätze im Bodenbereich **beim**

⁶⁹ Phosphor und Stickstoff sollen auch in Deutschland im Rahmen der Methodenkonvention des UBA künftig thematisiert und Umwelt-Kostensätze für diese beiden Stoffe erarbeitet werden (tel. Auskunft Astrid Matthey, UBA).

⁷⁰ Internationales Jahr des Bodens 2015, vgl. <http://www.boden2015.ch/>.

⁷¹ Vgl. dazu FAO (2019), The state of the world's biodiversity for food and agriculture.

Problembewusstsein einen potenziellen Beitrag leisten können, etwas weniger bei der Handlungsbereitschaft, weil hier starke gegenläufige wirtschaftliche Interessen vorhanden sind.

h) Landschaft

Landnutzungsänderungen können direkt erfahren werden und sind damit **vergleichsweise einfach ohne ökonomische Bewertung zu kommunizieren**. Ökonomische Bewertungen können in diesem Bereich jedoch eine zusätzliche Wirkung in Bezug auf Bewusstsein oder Handlungsbereitschaft bieten, insbesondere wenn es sich um «verdeckte», nicht offensichtliche oder langsam ablaufende Veränderungsprozesse handelt oder wenn der Wertverlust von Immobilien thematisiert wird. Auch die «verdeckten» Infrastrukturkosten der Zersiedelung sowie der stetig wachsende Flächenverbrauch wurden in der Schweiz schon mehrmals thematisiert (u.a. Ecoplan (2017)). Mit den bisherigen Studien wurde in Bezug auf Bewusstsein oder Handlungsbereitschaft u.E. ein mittelgrosser Beitrag geleistet. **Künftig sehen wir beim Problembewusstsein einen potenziellen Beitrag von COI-Ansätzen im weiteren Sinne (monetäre Bedeutung der Landschaftsqualität, Entwertung von Siedlungen und Erholungsgebieten usw.), etwas weniger zur Handlungsbereitschaft**, weil hier starke gegenläufige wirtschaftliche Interessen vorhanden sind.

i) Lärm

Hier sind die Ursachen, Wirkungen und Kosten gut bis sehr gut bekannt – zumindest was die aktuelle Situation betrifft. Der Beitrag ökonomischer Studien zum (hohen) Bewusstsein und zur (relativ hohen) Handlungsbereitschaft ist u.E. mittelgross (bedeutend bei der Entwertung von Liegenschaften, weniger bei Gesundheitseffekten). **Auch künftig dürften insbesondere aufgrund der Effekte auf Liegenschaften die ökonomischen Studien eine recht wichtige Rolle spielen** (z. B. Fluglärm, Entschädigungsfragen, Priorisierung von Schutzmassnahmen).

j) «Elektrosmog» (nichtionisierende Strahlung) und Lichtverschmutzung

In diesen beiden noch jüngeren Umweltthemen liegt noch wenig gesichertes Wissen über Wirkungszusammenhänge und potenzielle Schäden vor – dies gilt insbesondere für die nichtionisierende Strahlung. Lichtverschmutzung kann Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum, auf Zugvögel und nachtaktive Tiere sowie auch den Menschen haben. Weiter wären auch ästhetische Auswirkungen zu berücksichtigen (bspw. Nachthimmel als Naturphänomen oder Beeinträchtigung der Landschaftsqualität). Die Forschung bietet für die nichtionisierenden Strahlungen und auch die Lichtverschmutzung noch kein einigermaßen umfassendes Bild der Wirkungszusammenhänge, welche eine Monetarisierung erlauben. Es dürfte daher auch kaum möglich sein, COI-Studien in diesem Thema zu lancieren. Wenn sich dies ändert und z. B. aus dem Ausland belastbare Studien vorliegen, könnten diese allerdings das Problembewusstsein wecken. Momentan scheint uns dies nicht absehbar.

k) Naturgefahren

Hier liegen COI-Studien oder ähnliche Berechnungen vor (EconoMe im Bereich Naturgefahren auf regionaler Ebene). Das Bewusstsein und zumindest teilweise auch die Handlungsbereitschaft können vermutlich auf die ökonomische Bewertung zurückgeführt werden (auch wenn hier nicht die Begrifflichkeit COI verwendet wird). Von Bedeutung ist jedoch bestimmt auch, dass offensichtliche Umweltschäden bereits aufgrund von Naturgefahren entstanden sind, z. B. aufgrund der Hochwasser in den Jahren 2005 und 2007 oder der Orkane Lothar und Vivian. Auch weiterhin werden ökonomische Folgekosten ein Haupttreiber für Massnahmen bleiben.

Querschnittsthemen

Neben den oben vorgestellten Umweltbereichen gehen wir noch kurz auf ausgewählte **Querschnittsthemen, Treiber bzw. Belastungen** ein, die sich auf verschiedene Umweltbereiche auswirken und bei denen z.T. schon COI-Ansätze vorhanden sind. Die nachfolgenden Querschnittsthemen sind wichtige Treiber verschiedener Umweltbelastungen. Wir haben hier diese Querschnittsthemen gesondert ausgewiesen, da die ökonomische Bewertung von und die umweltpolitische Diskussion zu einigen der oben ausgeführten Umweltbelastungen bzw. -bereichen sehr stark geprägt wurde durch diese Querschnittsthemen. COI-Ansätze in diesen Querschnittsthemen bedingen Kenntnisse zu den Wirkungszusammenhängen in jedem der betroffenen Umweltbereiche. In diesem Sinne sind die COI bspw. im Querschnittsthema Mobilität nichts anderes als die Summe der COI, welche die Mobilität auf die vielen betroffenen Umweltbereiche (Luft, Klima, Lärm usw.) verursacht.

l) Mobilität

Im Verkehrsbereich hat die Schweiz eine lange Tradition in der ökonomischen Bewertung von Umweltschäden (externe Kosten des Verkehrs). Auch wenn sie nicht als COI-Studien bezeichnet werden, liefern sie doch im Wesentlichen ähnliche Aussagen wie COI-Studien, wobei sich die Berechnungen der externen Kosten des Verkehrs auf die aktuelle Situation beziehen und nicht auf die Zukunft.⁷² Die ökonomische Bewertung der Umweltschäden hat stark zur Bewusstseinsbildung und auch zur Handlungsbereitschaft beigetragen (bspw. Einführung LSVA). In der Schweiz werden auch in Kosten-Nutzen-Analysen oder gesamtwirtschaftliche Beurteilungen im Verkehrsbereich (bspw. NISTRA und NIBA) die Einflüsse auf die Umwelt mitberücksichtigt, bspw. mittels Umweltschaden-Kostensätzen (bspw. CHF pro Gramm Feinstaubemissionen). Allerdings rücken hier die Umweltnutzen und -kosten oftmals gegenüber Zeitgewinnen und anderen wirtschaftlichen Effekten in den Hintergrund. Auch künftig dürfte die Diskussion um die Folgekosten des Verkehrs aufgrund der Verknüpfung mit ökonomischen Instrumenten (z. B. LSVA, Mobility Pricing) wichtig bleiben.

⁷² In Bezug auf die Emissionen aus dem Verkehr besteht mit dem Handbook Emission Factors for Road Transport HBEFA (Infras 2017) eine Einschätzung zu den künftigen Emissionen aus dem Verkehr. In Bezug auf das Wertegüst zur Monetarisierung der künftigen Emissionen werden hingegen keine Aussagen gemacht.

Weiter dürften mit der Energiewende und den Klimazielen auch die künftige Entwicklung der bisher nur auf einen aktuellen Zeitpunkt bezogenen externen Kosten der Mobilität an Bedeutung gewinnen.

m) Energieversorgung

Bei der Energieversorgung liegen insbesondere aus dem ExternE-Projekt⁷³ bzw. deren Nachfolgeprojekten⁷⁴ verlässliche Grundlagen zur ökonomischen Bewertung der Strom- und Wärmeversorgung vor. Auch für die Schweiz liegen Studien zu den Umweltschäden der Energieversorgung vor (bspw. Ecoplan (2012)). Sowohl die Handlungsbereitschaft (positiv: Stichworte Energiestrategie 2050, negativ: Ablehnung einiger kantonaler Energiegesetze) wie auch den Beitrag von COI hierzu schätzen wir als etwas geringer ein als im Verkehrsbereich.

Künftig werden COI- und Kosten-Nutzen-Abschätzungen u.E. einen wesentlichen Beitrag zur Energiewende- und Klimadiskussion liefern können. Neben den Umweltbelastungen fossiler Energieträger wären z. B. auch die ökonomische Bewertung von Umweltkosten der Wasserkraft im Biodiversitätsbereich oder der Risiken der Kernkraft samt Entsorgungsproblematik Themen, deren Vertiefung das Bewusstsein und die Handlungsbereitschaft in diesem Bereich fördern könnte – auch wenn die Monetarisierung in diesen Bereichen wohl schwierig sein wird.

n) Landwirtschaft

Die sich aus der intensiven Landwirtschaft ergebenden Umweltprobleme werden z.T. in eigenen COI-Studien analysiert, die dann bereichsübergreifend durchgeführt werden. Es liegen nur vereinzelt ökonomische Bewertungen vor, und das Wissen und die Datenlage sind noch lückenhaft.⁷⁵ Bewusstsein und Handlungsbereitschaft konnten teilweise erreicht werden, aber kaum mit Argumenten der ökonomischen Bewertung. Vielmehr gibt es Studien in diesem Bereich, welche die Handlungsbereitschaft zur Verhinderung von Umweltschäden mindern. So wird beispielsweise bei einem Verzicht auf Chemikalien auf erhebliche Produktionseinbussen und steigende Lebensmittelpreisen hingewiesen, wobei Umweltschäden aussen vor gelassen werden. Zu Umweltschäden durch Chemikalien und Landwirtschaft wird allerdings intensiv geforscht und das Wissen und die Datenlage verbessern sich ständig. Kürzlich wurde erstmals ein Überblick über die Umweltfolgekosten der Landwirtschaft vorgelegt.⁷⁶ Der künftige Beitrag von COI oder KNA insbesondere im Bereich Landwirtschaft, wo ökonomische Regulierungen und Anreize ohnehin eine grosse Rolle spielen, könnte gross sein.

⁷³ ExternE – External Costs of Energy (<http://www.externe.info>).

⁷⁴ Bspw. NEEDS - New Energy Externalities Developments for Sustainability (<http://www.needs-project.org>) und viele weitere (vgl. dazu http://www.externe.info/externe_d7/?q=node/56).

⁷⁵ Dies gilt nicht nur für die Schweiz, sondern auch für Deutschland. Das UBA will im Rahmen ihrer Methodenkonvention als ersten Schritt die Treibhausgase im Landwirtschaftsbereich thematisieren. Für weitergehende Analysen im wichtigen Bereich der Pestizide sind die Grundlagen für die Erarbeitung der Dosis-Wirkungsbeziehung in Deutschland nicht vorhanden (tel. Auskunft Astrid Matthey, UBA).

⁷⁶ Dümmler/Roten (2018), Avenir Debatte – Eine Agrarpolitik mit Zukunft, S. 4f.

o) Chemikalien

Es liegen nur vereinzelt ökonomische Bewertungen vor, und das Wissen und die Datenlage sind noch lückenhaft. Bewusstsein und Handlungsbereitschaft konnten mit Argumenten der ökonomischen Bewertung noch nicht erreicht werden. Denkbar ist, dass das Bewusstsein künftig für Risiken oder Schäden ausgewählter Chemikalien erhöht werden könnte, wenn die Folgen von «Inaction» aufgezeigt werden, aber Sicherheits- und Gesundheitsargumente dürften bei den Diskussionen im Vordergrund stehen. Anbieten würde sich hier eine ökonomische Risikobetrachtung (Vorsorgeprinzip).

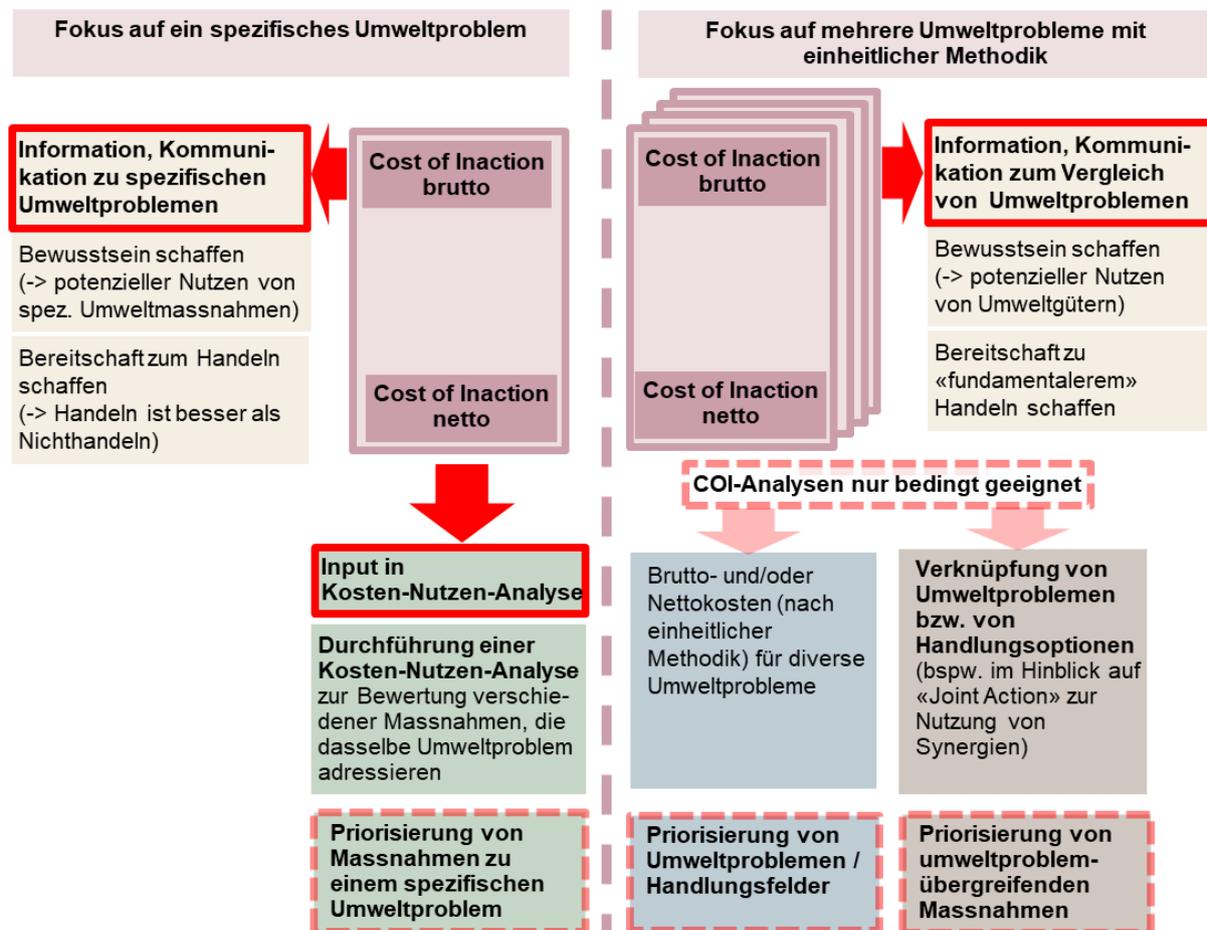
4.3 Mögliche Ziele von COI im Überblick

Mit COI oder allgemeiner mit der ökonomischen Bewertung können zwei grundsätzliche Ziele anvisiert werden:

- **Information und Kommunikation** zu Umweltproblemen: Damit kann wie bereits erwähnt das Bewusstsein für ein Umweltproblem geschärft oder die Handlungsbereitschaft zugunsten von Massnahmen zur Behebung des Umweltproblems geschaffen werden. Politische Eingriffe können so eine (verbesserte) **Begründung** erhalten – insbesondere auch wenn Verteilungseffekte mit potenziellen Gewinnern und Verlierern adressiert werden. Auf dieses Thema wird im Abschnitt 4.5 eingegangen.
- **Priorisierung von Massnahmen / Umweltproblemen / Handlungsfeldern**: Die Priorisierung von Massnahmen, Umweltproblemen und Handlungsfeldern verlangt nach einem Vergleichsmassstab. Ein naheliegender Vergleichsmassstab ist der monetäre Rahmen, in welchem bspw. die finanziellen Kosten einer Massnahme mit den monetarisierten Einsparungen bei den Umweltschäden direkt miteinander verrechnet werden können. Ob COI für eine Priorisierung geeignet ist, wird im Abschnitt 4.7 diskutiert, wobei vorgängig auch die Frage zu klären ist, ob COI eine Grundlage für Kosten-Nutzen-Analysen ist (Abschnitt 4.6).

Die nachfolgende Abbildung zeigt die möglichen Ziele, die mit Cost-of-Inaction-Analysen angestrebt werden können. Dabei ist zu unterscheiden, ob ein einziges spezifisches Umweltproblem (oder eine zu untersuchende Aktivität) zu adressieren ist oder eine bereichsübergreifende Sicht eingenommen wird. Die möglichen Ziele diskutieren wir in den nachfolgenden Kapiteln.

Abbildung 4-4 Mögliche Ziele der Cost-of-Inaction-Analyse



Quelle: Eigene Darstellung.

4.4 Wo soll COI im Policy-Cycle eingesetzt werden?

Bakkes/Bräuer et al. (2006) fordert, dass sich COI-Studien einzig auf die erste Phase des Policy Cycles (Problemerkennung und -definition) beschränken soll, da sich COI nicht mit den Kosten und dem Abwägen zwischen verschiedenen Massnahmen beschäftigt. Falls sich COI auf die Problemdefinitionsphase beschränkte, gebe es auch keine Verwechslung mit der Kosten-Nutzen-Analyse.

Wie die nachfolgende Abbildung zeigt, kommen wir zu einem anderen Schluss und halten diese Einschätzung für unnötig rigid. COI kann und soll in verschiedenen Phasen des Policy Cycles angewendet werden, wie auch die Abbildung 4-5 illustriert:

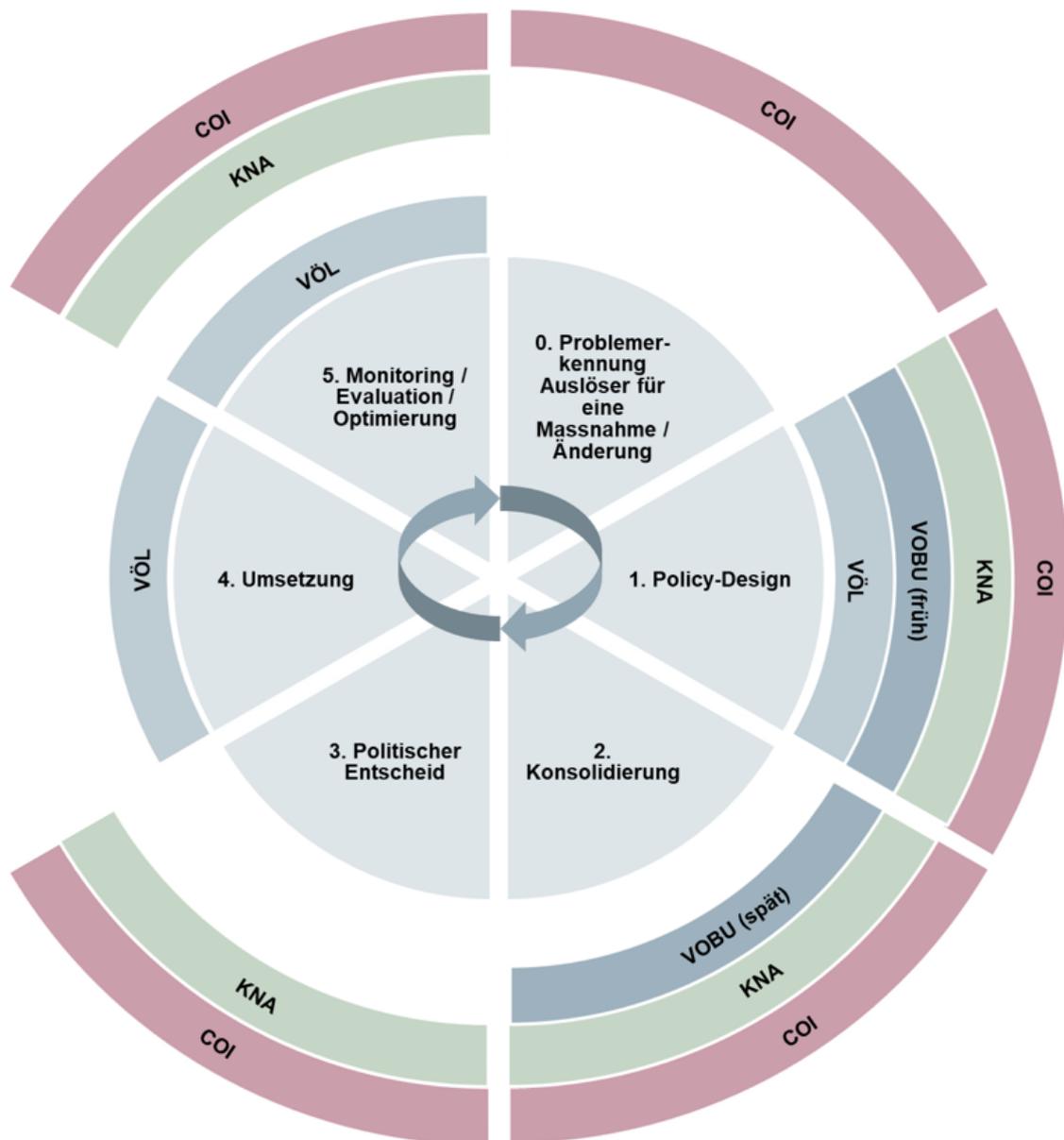
- **Phase 0, Problemerkennung, Auslöser für Massnahmen:** Ausländische COI-Studien können helfen, Probleme in der Schweiz zu erkennen und besser zu verstehen. Eine erste, vielleicht noch grobe, mit Analogieschlüssen oder Kennwerten aus dem Ausland durchgeführte Schweizer COI kann Auslöser für weitere Abklärungen und Massnahmen sein.

- **Phase 1, Policy-Design:** Auch in der Phase des Policy Designs können COI eine – wenn vielleicht auch nicht tragende – Rolle spielen: Brutto-COI zeigen die Grössenordnung des Umweltproblems auf und geben Hinweise, wie stark mit Massnahmen in bestehende Struktur eingegriffen wird (kleinere Umweltprobleme = geringere Eingriffstiefe). Weiter kann u.U. mit einer Netto-COI aufgezeigt werden, ob sich die Diskussion verschiedener Massnahmen überhaupt aufdrängt (bspw., wenn mit relativ geringen Massnahmenkosten das ganze Umweltproblem gelöst werden kann, drängt sich keine aufwendige Massnahmenpriorisierung mittels einer KNA auf).
- **Phase 2, Konsolidierung:** Auch eine erst in der Konsolidierungsphase erarbeitete COI kann sehr nützlich sein (bspw. im Rahmen einer VOBUE), wenn es darum geht, das anzugehende Umweltproblem in Bezug auf das Ausmass und der Dringlichkeit einzuordnen.
- **Phase 3, Politischer Entscheid:** Gleich wie in der Konsolidierungsphase kann eine COI hier einen Beitrag zur Akzeptanz von Massnahmen liefern. Es spricht also nichts dagegen, eine COI auch erst in dieser Phase durchzuführen, wenn eine Kosten-Nutzen-Analyse nicht (mehr) möglich ist und man sich von den COI-Informationen einen Mehrwert für die Entscheidungsfindung erhofft.
- **Phase 4, Umsetzung:** COI sind in dieser Phase wenig hilfreich.
- **Phase 5, Monitoring:** Wie schon erwähnt können COI auch für periodische Monitorings benutzt werden. Eine Rolle der COI, die aus unserer Sicht noch unterschätzt wird.⁷⁷

Man kann sich fragen, in welchen Phasen eine COI-Studie am meisten bringt. Dies lässt sich u.E. nicht generell beantworten. Im Allgemeinen dürfte ein Einsatz in den Phasen 0 (Problemerkennung) sowie 2 und 3 (Konsolidierung und politischer Entscheid) die grösste Bedeutung haben. Eine früh verfügbare COI kann in allen nachfolgenden Phasen verwendet und allenfalls auch gezielt vertieft oder aktualisiert werden. Je nach Datenlage kann es zudem sinnvoll sein, eine Kosten-Nutzen-Analyse zu Massnahmen(paketen) zu erstellen statt eine COI-Studie.

⁷⁷ Bspw. könnte die periodische Aktualisierung der externen Kosten im Verkehrsbereich mit den im Emissionsfaktorenhandbuch HBEFA (Infras 2017) verknüpft werden, um eine COI-Baseline zu bestimmen, welche periodisch aktualisiert wird.

Abbildung 4-5: Möglicher Einsatz von COI, VÖL Leitfaden Verhaltensökonomie für die Politikgestaltung im BAFU, VOBU (Volkswirtschaftliche Beurteilung) und Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) im idealisierten Policy Circle



Fazit: COI kann und soll an verschiedenen Punkten des Policy Cycles ansetzen.

4.5 Wie soll die COI-Information kommuniziert werden und an wen?

Zu unterscheiden ist zwischen der COI-Studie, die sich eher an ein Fachpublikum richten, und den Schlüsselergebnissen, die breiter kommuniziert werden können. Dies bedeutet, dass i. d. R. die «Wissensgeneration» mit COI-Studien und die «Wissensdissemination» mit der

Verbreitung der COI-Resultate getrennt erfolgen. Damit die Studien ihren Zweck punkto Argumentation und Kommunikation erfüllen können, ist aber beim Studiendesign bereits zu berücksichtigen, welches letztlich die Adressaten sein werden. Selbstverständlich soll eine Studie ergebnisoffen und sachbezogen durchgeführt werden, Fokus und Tiefgang einer Studie sollen sich aber auch an deren Verwendung und damit an den Bedürfnissen der Kommunikation ausrichten.

Weitere Hinweise für die beiden Teilaspekte:

- *COI-Studie*: Die Erstellung von COI-Studien haben wissenschaftliche Standards zu erfüllen und die notwendige Transparenz zu den Berechnungen ist zu schaffen. In der zusammenfassenden Darstellung der Resultate ist auf Folgendes zu achten (vgl. u.a. Bakkes/Bräuer et al. (2006):
 - COI-Resultate in Bezug auf ihre *Aussagekraft präzisieren* (was ist darin eingeschlossen, was nicht (bspw. keine Bewertung verschiedener Massnahmen wie bei einer Kosten-Nutzen-Analyse)?);
 - Resultate wenn immer möglich mit expliziten, berechneten *Bandbreiten* (bspw. mittels *Sensitivitätsanalysen*) versehen oder zumindest qualitativ die Bandbreite beschreiben, damit der Einfluss der Unsicherheit in Bezug auf die vielen zu treffenden Annahmen auf die Resultate transparent aufgezeigt wird;
 - neben den monetarisierten Resultaten auch die physischen Werte (bspw. Emissionen) darlegen;
 - Wissenslücken und Datenprobleme offenlegen;
 - irreversible Schäden prominent darstellen;
 - den Kontext und die Annahmen zur Herleitung der Baseline transparent darstellen;
 - Verteilungsaspekte thematisieren, also aufzeigen, wer in welchem Ausmass von den Umweltschäden betroffen ist und wer potenziell die Massnahmenkosten zu tragen hätte.
- *COI-Resultate*: Die COI-Resultate können an verschiedenen Stellen des Policy Cycles eine Entscheidungshilfe bieten und auch für die Kommunikation und Information weiterer Stakeholder oder der Bevölkerung genutzt werden. Für all diese Zwecke sind die COI-Resultate zielgruppenspezifisch aufzuarbeiten.

Fazit:

Die Zielgruppen und die Fragestellungen sowie die zu erwartenden Botschaften sind frühzeitig zu klären und müssen entsprechend ins Design der COI-Studie einfließen.

COI-Studien richten sich an Fachexperten und Entscheidungsträger und haben die nötige Transparenz zu schaffen und wissenschaftlichen Anforderungen zu genügen.

Die *COI-Resultate* selber können im ganzen Policy-Cycle hilfreich sein und sind dementsprechend zielgruppenspezifisch aufzuarbeiten.

4.6 Wie kann COI die Kosten-Nutzen-Analysen sinnvoll unterstützen?

In Umweltbereichen, in denen abzuwägen ist, wieviel Umweltschutz wir uns «leisten» wollen, ist die Kosten-Nutzen-Analyse eine wertvolle Entscheidungshilfe. In vielen Umweltbereichen ist eine Kosten-Nutzen-Analyse aber noch nicht etabliert bzw. nur sehr mit grossem Aufwand durchzuführen. Mit COI-Analysen werden bereits viele Aspekte diskutiert, die dann in den Kosten-Nutzen-Analysen (evtl. leicht angepasst) übernommen werden können:

- Ursache-Wirkungs- und evtl. Dosis-Wirkungs-Beziehungen
- Anzuwendende Methoden zur ökonomischen Bewertung
- Wahl der Diskontrate
- Definition und Annahmen zur Baseline

Fazit: COI können das Terrain für den Einsatz von Kosten-Nutzen-Analysen zur Priorisierung von Massnahmen für ein spezifisches Umweltproblem (oder übergreifend für einen Themenbereich wie bspw. die Mobilität) vorbereiten. Weiter werden mit COI bereits entscheidende Informationen aufbereitet, welche für die vertiefte Analyse mit der Kosten-Nutzen-Analyse übernommen werden können. COI bietet damit wesentliche Inputs in die Kosten-Nutzen-Analyse.

4.7 Soll COI für die Priorisierung von Umweltproblemen genutzt werden?

Werden COI nach einheitlicher Methodik für möglichst viele Umweltbereiche erarbeitet, besteht zumindest die theoretische Möglichkeit, die Umweltprobleme bzw. den Handlungsbedarf gemäss dem Niveau der COI festzulegen.

COI kann aber aus unserer Sicht den Anspruch auf einen fairen Vergleich verschiedenster Umweltschäden im Hinblick auf eine Priorisierung des Handlungsbedarfs nicht einlösen:

- Mit COI kann immer nur ein Teil der Umweltschäden gemessen werden. Der Anteil mit COI monetär erfassten Schäden ist von Umweltbereich zu Umweltbereich unterschiedlich hoch.
- Die Methodik unterscheidet sich aufgrund der unterschiedlichen Datenlagen in den einzelnen Umweltbereichen. Die Resultate werden sich also alleine aufgrund der Methodenwahl stark unterscheiden (bspw. können sich die Zahlungsbereitschaften bis zum siebenfachen unterscheiden, je nachdem ob ein Willingness-to-accept- oder einem Willingness-to-pay-Ansatz eingesetzt wird).
- Neben den COI müssten korrekterweise auch die Kosten möglicher Massnahmenpakete einbezogen werden.

In einzelnen (Ausnahme-)Fällen mit guter Monetarisierbarkeit können COI einen Beitrag zur Priorisierung leisten (z. B. im Verkehr mit relativ gut bekannten Kosten von Unfällen, Lärm und Luftverschmutzung), allerdings auch hier eher im Sinne der nachfolgend diskutierten Priorisierung von Massnahmen.

Fazit: COI ist allein kein zweckmässiges und ausreichendes Instrument zur Priorisierung von Umweltproblemen und des Handlungsbedarfs. In Kombination mit anderen Überlegungen bzw. Instrumenten kann COI aber unter Umständen bedeutende Argumente zur Priorisierung liefern.

Zusatzfrage: Soll COI für die Priorisierung bereichsübergreifender Massnahmen genutzt werden?

Mit COI können drei bereichsübergreifende Aspekte adressiert werden:

- *Integration der Umweltaspekte in Entscheidungen anderer Politikbereiche:* Aus den COI-Resultaten lassen sich direkt oder indirekt Kostensätze für einzelne Umweltprobleme/-schäden herleiten. Mit Hilfe dieser Umwelt-Kostensätze kann in Kosten-Nutzen-Analysen in anderen Politikbereichen der Umweltaspekt berücksichtigt werden. Beispielsweise hat sich auf diese Weise der Einbezug von Umweltaspekten bei Verkehrsinfrastruktur-Entscheiden etabliert (mit den Instrumenten NISTRA und NIBA). Selbstverständlich kann dabei immer die Frage gestellt werden, ob die Umweltaspekte dabei ausreichend gewichtet oder allenfalls unterschätzt werden.
- *Vergleich und Priorisierung von End-of-Pipe-Massnahmen versus Massnahmen an der Quelle:* Bei End-of-Pipe-Massnahmen beschränken sich Kosten und Nutzen auf einen einzigen Umweltbereich. Bei Massnahmen an der Quelle (bspw. wenn bei einem Treiber wie z. B. der Mobilität oder dem Konsumverhalten angesetzt wird) haben in der Regeln nicht nur positive Auswirkungen im Hinblick auf das anvisierte Umweltproblem, sondern können auch in anderen Umweltbereichen zu einer Verbesserung führen («secondary benefits»). Liegen COI in diesen anderen Umweltbereichen vor, so können für die Massnahmen an der Quelle die positiven Auswirkungen umfassender erfasst werden und ein fairer Vergleich zwischen den End-of-Pipe-Massnahmen und den Massnahmen an der Quelle hergestellt werden.
- *Bewertung von «Joint Action» und Berücksichtigung von Synergien:* Wie soeben erwähnt kann auch ein Massnahmenpaket (Joint Action) im Prinzip sachgerechter beurteilt werden, wenn für die verschiedenen betroffenen Umweltbereiche Angaben zu den damit vermiedenen Kosten vorliegen.

Fazit: COI kann dazu beitragen, die Priorisierung umweltproblemübergreifender Massnahmen zu verbessern, allerdings stellt dies hohe methodische Anforderungen.

Zusatzfrage: Welche Schritte braucht es, um vergleichbare Bewertungen zu erstellen?

Ein erster Schritt könnte die Erstellung einer Methodenkonvention (analog Bürger/Matthey (2018), vgl. nachfolgender Exkurs) sein und darauf aufbauend eine Herleitung von Umwelt-Kostensätzen, in denjenigen Umweltbereichen, in denen für die Schweiz die notwendigen

Daten bereits vorliegen. Methodenkonvention und Kostensätze könnten danach periodisch aktualisiert bzw. mit neuen Umweltbereichen erweitert werden. Damit soll sichergestellt werden,

- dass der Umweltaspekt in allen Politikbereichen gleichbehandelt wird (dies betrifft nicht nur die statischen Kostensätze, sondern insbesondere auch die Diskontrate, welche immer korrespondierend zum Kostensatz festzulegen ist -> vermutlich wäre in diesem Fall eine duale Diskontierung die (auch nicht ganz optimale) Lösung);
- dass wegen der «einfachen» Berücksichtigung von Umweltaspekten, diesen auch die notwendige Aufmerksamkeit in anderen Politikbereichen zukommt.

Allerdings wird die Problematik bestehen bleiben, dass je nach Studiendesign und Umweltbereich andere methodische Ansätze zur Anwendung kommen werden. Bildlich gesprochen lässt sich zwar die Verarbeitung gewisser Zutaten vereinheitlichen, nicht jedoch ein umfassendes Kochbuch für COI erstellen.

Fazit: Ein verstärkter Austausch über Methoden und eine Vereinheitlichung wichtiger Annahmen oder Kostensätze im Kontext von COI ist anzustreben, es wird jedoch voraussichtlich nach wie vor je nach Umweltbereich unterschiedliche Analyse-Ansätze brauchen.

Exkurs: Methodenkonvention 3.0 des Deutschen Umweltbundesamts UBA⁷⁸

Das ursprüngliche **Ziel** der älteren Versionen der Methodenkonventionen war das Setzen von Standards für die Ausarbeitung wissenschaftlicher Studien zur Ermittlung von Umweltkosten. Die wissenschaftliche Literatur zu den Methoden zur Ermittlung von Umweltkosten hat in den letzten Jahren grosse Fortschritte gemacht, so dass sich die Zielsetzung der Methodenkonvention 3.0 verschoben hat. Die aktuelle Methodenkonvention 3.0 des UBA stellt die Werturteile und die Massstäbe dar, die das UBA an die Ermittlung von Umweltkosten und Bewertung von Umweltschäden legen. Kostensätze aus Studien zur Bewertung von Umweltschäden, die nicht mit diesen Werturteilen und Massstäben vereinbar sind, werden vom UBA nicht mehr verwendet. Ein weiteres Ziel der Methodenkonvention ist das Einbringen einer konsolidierten Deutschen Position in den anlaufenden europäischen Diskurs⁷⁹ und dem internationalen Diskurs⁸⁰ zur Standardisierung der Bewertung von Umweltschäden.

Im Rahmen der Methodenkonvention wird keine Primärforschung betrieben. Als Grundlage für die Festlegung der spezifischen Umweltkostenkennzahlen werden die globalen und die Deutschen Studien ausgewertet und – teils in aufwendiger Kleinarbeit – auf die Situation in Deutschland übertragen. Die Arbeiten zur Methodenkonvention wurden 2015 gestartet und per Ende 2018 ist der erste Teilbericht (Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, Methodische Grundlagen und Kostensätze) veröffentlicht worden. Der zweite Teilbericht mit weiteren Umweltkostenkennzahlen ist im Moment noch

⁷⁸ Basiert auf tel. Auskunft von Astrid Matthey, UBA.

⁷⁹ Im Rahmen des European Network of the Heads of Environment Protection Agencies (EPAs).

⁸⁰ Bspw. im Rahmen der natural capital coalition, <https://naturalcapitalcoalition.org/>, von welcher internationale Standards zur Methodik der Bewertung von Naturkapital resp. Umweltschäden erhofft werden.

in Bearbeitung. Externe Stakeholder (bspw. Vertreter anderer Ämter) wurden in den Erarbeitungsprozess nicht miteinbezogen.

5 Lock-in-Effekte

5.1 Lock-in-Effekte – Definition und Einordnung

Definition

Ein Lock-in-Effekt ist eine Situation, in der die Kosten für den Wechsel zu einer im Prinzip besseren Strategie- oder Technologie so hoch sind, dass diese einen Wechsel de facto verhindern.⁸¹ Anders gesagt: Die Entwicklung von neuen – insbesondere auch umweltfreundlichen – Technologien oder Konsum- und Produktionsmustern ist schwierig, weil die Akteure und Unternehmen an das bestehende technologische, infrastrukturelle, institutionelle, kulturelle und ökonomische Regime gebunden sind und Anpassungen nur langfristig möglich bzw. ansonsten mit hohen akteurspezifischen Kosten (bspw. «*stranded investments*» oder «*sunk costs*») verbunden sind. Sie sind «locked-in». Fehlinvestitionen können sich ergeben, wenn die Transformation hin zu einer nachhaltigen Produktion zu spät oder zu früh ansetzt oder mit Regulierungen und Subventionen falsche Technologien gefördert werden, welche sich im Nachhinein als Sackgasse herausstellen.

Verschiedene Ursachen für Lock-in-Situationen

Folgende Lock-in-Situationen können unterschieden werden:⁸²

- **Infrastrukturelle / technologische Lock-in:** Technologien mit steigenden Skalenerträgen, typischerweise Investitionen in langlebige «alte» (z. B. zentralistische) Infrastrukturen verhindern die Verbreitung von neuen modularen und nachhaltigeren Produkten, da die bestehende zentralistische Infrastruktur (weil sie bereits gebaut ist) ihre Preise bis auf die kurzfristigen Grenzkosten (bspw. Betriebskosten) senken kann und damit die Marktchancen der modularen Technologie stark mindert.
- **Institutionelle Lock-in:** Die Spirale «Ausbau Verkehrsinfrastruktur» und «Zersiedelung» kann als Beispiel eines institutionellen Lock-ins dienen. Auch hier spielen die Fixkosten der langlebigen Infrastruktur eine Rolle, aber auch die Entscheidungsmechanismen der «Engpassbeseitigung» in der Politik und die Verhaltensmuster der Bevölkerung. Auch eine politisch vorgegebene Strategie wie z. B. die Förderung der Sonnenenergie, der Wasserkraft oder der Landwirtschaft mittels Subventionen kann zu einem Lock-in führen, ebenso die ökonomische oder politische Macht gewisser Akteure oder Branchen, z. B. wenn bei Abstimmungen Entscheide anstehen, durch die einem grossen Teil der Stimmberechtigten Privilegien entzogen werden sollen.

⁸¹ Der Begriff wird primär bei langlebigen Infrastrukturinvestitionen oder hohen, skalierbaren Technologieinvestitionen und im Marketing verwendet. Ein Lock-in ist die Folge hoher Wechselkosten und/oder einer hohen Kundenbindung.

⁸² Vgl. Seto et al. (2016), Carbon Lock-In: Types, Causes, and Policy Implications, S. S. 425-452,) und Anhang C für eine illustrative Konkretisierung.

- Verhaltensinduzierte Lock-in: Kaufentscheidungen basieren auf dem sozialen Kontext (Trends, Mode, Vorbilder, Gewohnheiten). Bspw. spielen CO₂-Emissionen eine untergeordnete Rolle beim Kauf von Gebrauchsgütern (auch wenn eine CO₂-Kennzeichnung vorhanden wäre).

Oftmals spielen mehrere Effekte zusammen (bspw. im Rahmen eines TICs – techno-institutional complexes): Eine langlebige Technologie schafft bestimmte institutionelle und soziale Muster. Beispielsweise führt der Bau von Verkehrsinfrastrukturen dazu, dass deren Benutzung nur noch geringe Grenzkosten erzeugt und somit attraktiv wird, womit sich ein Verhaltensmuster von Individuen (z. B. Kauf von Autos, Wohnsitz mit langen Pendlerwegen) aber auch in der Politik ergibt, mit dem mehr Mobilität erzeugt und periodisch die entstehenden Infrastruktur-Engpässe beseitigt werden.

Ex ante oder ex post

Eine Lock-in Situation kann grundsätzlich ex ante oder ex post betrachtet werden:

- Ex post, falls man nach einer getroffenen Entscheidung feststellt, dass es günstigere Alternativen gegeben hätte und ein Strategiewechsel nun hohe Anpassungskosten auslöst («im Nachhinein ist man immer klüger»).
- Ex ante, sofern man im Voraus abschätzen kann, dass eine Entscheidung mit hohen «Ausstiegskosten» (bspw. «sunk costs») verbunden sein wird, weil grosse Investitionen getätigt werden, die sich nur längerfristig amortisieren. Da ex ante immer Unsicherheiten über die künftigen technologischen Entwicklungen bestehen (und im vorliegenden Fall noch Meinungsverschiedenheiten über die Gewichtung von ökologischen Folgekosten hinzukommen dürften), handelt es sich bei der Wahl zugunsten langlebiger Infrastrukturen oder Technologien immer um einen risikobehafteten Entscheid. Der Entscheid, eine langlebige Technologie zu wählen und sich somit in ein Lock-in zu begeben, muss somit keineswegs falsch sein, wenn er unter Berücksichtigung der verfügbaren Informationen getroffen wird.

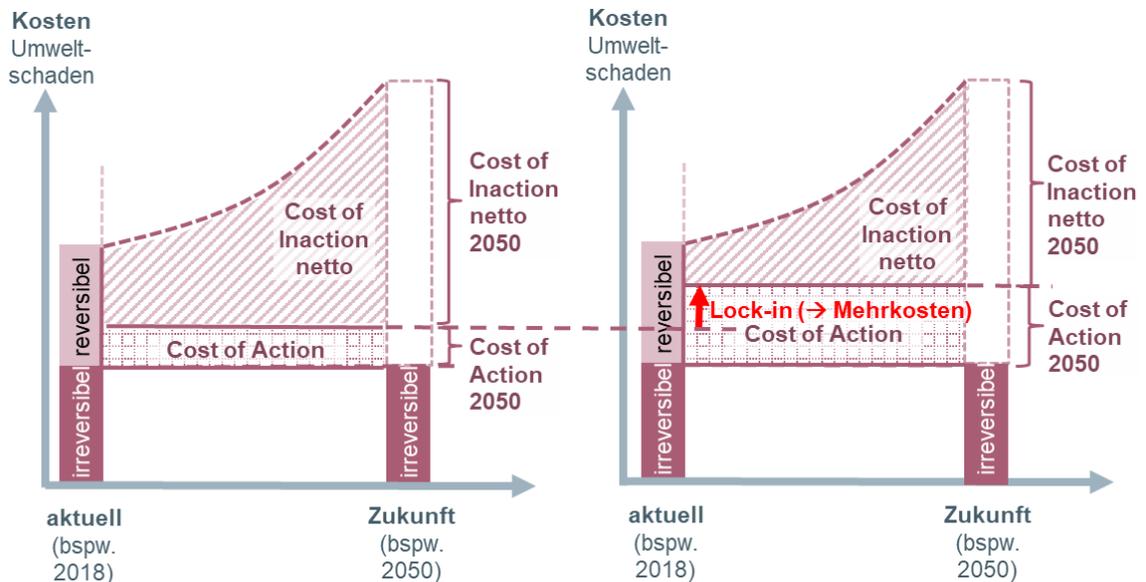
Bezug zwischen COI und Lock-in

Die nachfolgende Abbildung zeigt den Bezug zwischen COI und einer Lock-in-Situation (rechte Grafik).⁸³ Zentral ist, dass sich in einer Lock-in-Situation die Kosten der Massnahmen erhöhen (z. B. weil man eine noch nicht amortisierte Infrastruktur abbuchen müsste) und damit die COI netto – also der Nettonutzen aus der Massnahme – vermindern. In Lock-in-Situationen lohnen sich daher (c.p.) umweltpolitische Massnahmen weniger.

⁸³ Eine Lock-In Situation kann wie erwähnt schon zum aktuellen Zeitpunkt bestehen. Dies erhöht die Cost of Action von Beginn an. Des Weiteren können die Kosten des Lock-Ins über die Zeit auch zunehmen und müssen somit nicht wie in der Grafik konstant bleiben.

Abbildung 5-1: COI und Lock-in

Die Wahl einer bestimmten Strategie führt in der rechten Abbildung zu einem Lock-in mit Mehrkosten im Vergleich zu einer optimalen Strategie links.



Quelle: Eigene Darstellung.

5.2 Lock-in-Effekte in der Literatur

Das Thema «Lock-in-Effekte» ist bei Umweltthemen (ausser im Energiebereich) noch wenig erforscht. Eine längere Übersicht über Publikationen, die sich damit auseinandersetzen, ist im Anhang C zu finden. Dort werden auch einige Beispiele kurz ausgeführt.

In der Literatur häufig erwähnte Lock-in-Situationen sind:

- Treibhausgas-Emissionen, sog. Carbon-Lock-in
- Atomkraftwerke
- Automobilindustrie
- Fossile Energieträger
- Konventionelle landwirtschaftliche Produktion

Für die Schweiz typische Beispiele sind:

- Verkehrsinfrastruktur und Zersiedelung: Die Entwicklung der Strassen- und Schieneninfrastruktur und der Besiedelung (bzw. Zersiedelung) ist der wohl bedeutendste techno-institutionelle Komplex (TIC), der typische Lock-in-Merkmale zeigt.
- Energie: Kraftwerke, insbesondere langlebige Wasser- und Kernkraftwerke, Gasversorgung mit ihren langlebigen Infrastrukturen.

- Entsorgung: Die Struktur der Abwasserentsorgung mit langlebigen Kanalisationen und Kläranlagen wäre nur mit bedeutenden Anpassungskosten in ein anderes System, beispielsweise mit dezentraler Abwasserreinigung, umzubauen. Insbesondere in einer Übergangsphase müsste die zentralisierte Infrastruktur aufrechterhalten werden, auch wenn ein Teil der Angeschlossenen auf dezentrale Reinigung umstellen würde.
- Landwirtschaft: Eine Änderung am heutigen System mit einer auf hohe Dünger- und Futtermittelimporte angewiesenen, intensiven Produktion und hohen Umweltbelastungen hätte bedeutende betriebliche und gesellschaftliche Umstrukturierungen zur Folge.
- Ernährung (z. B. kulturelle Gepflogenheiten, Zusammenspiel zwischen Warenangebot, Marketing und Nachfrage).

5.3 Ansätze zum Umgang mit Lock-in-Effekten

Die Existenz von Lock-in-Effekten ist nicht prinzipiell Grund für eine bestimmte staatliche Intervention, wie dies etwa bei klassischem Marktversagen der Fall ist, beispielsweise bei einer fehlenden Internalisierung externer Umweltkosten.

Vielmehr sind Lock-in-Effekte der Ausdruck davon, dass (oft langfristige) Entscheide unter Unsicherheit gefällt werden müssen, weil die Kosten und Nutzen von künftigen, möglicherweise besseren Technologien oder Strategien naturgemäss nicht im Voraus bekannt sind. Diese Problematik betrifft privatwirtschaftliche Entscheide ebenso wie staatliche bzw. politische Entscheide. Zentral ist, dass in den Entscheiden

- die Unsicherheiten und Pfadabhängigkeiten bestmöglich berücksichtigt werden, z. B. indem die Möglichkeit künftiger Innovationen explizit in Betracht gezogen wird, wodurch auch die Kostenrisiken beim Entscheid für langlebige Investitionen bzw. die Nutzen flexibler und modularer Systeme sichtbar werden (bspw. mit der ROA, vgl. nachfolgender Exkurs);
- die Umweltfolgekosten von Entscheiden bestmöglich in die Entscheide einfließen;
- dass institutionelle Lock-in-Effekte transparent gemacht werden, was die Chance bietet, sich selbst aufschaukelnde Systeme zu durchbrechen, indem die Rolle der verschiedenen Akteure und das akteurspezifische Handeln bzw. deren Wirkung offengelegt und damit den Dialog mit den entscheidungsrelevanten Akteuren erst ermöglicht wird.

Exkurs: ROA – Real Option Analyse

Die DCF-Methode (DCF = Discounted Cash Flow) ist die heute gängige Bewertungsmethode für Investitionsentscheide (bspw. in ein grosses Infrastrukturprojekt). Die DCF-Methode hat aber gewisse Grenzen: Die Berechnungen basieren auf einem bestimmten Set von Annahmen (deterministischer Approach), obwohl zumindest der in Zukunft erzielbare Nutzen in seinem Niveau unsicher ist, weil bspw. neue Technologien künftig kostengünstig vorhanden sind. Jedes Investitionsprojekt ist somit mit einem gewissen Risiko verbunden. Im Gegensatz zur DCF-Methode versucht die Real-Options-Analyse zu berücksichtigen, dass sich im Laufe der Zeit das Risiko verändert und dass die Möglichkeit besteht, auf dieses veränderte Risiko zu reagieren. Das Risiko verändert sich, weil man bspw. in zehn Jahren im Vergleich zu heute deutlich besser einschätzen kann, welche Technologien zu welchen Kosten und

welche Nachfrage bspw. in 20 Jahren vorhanden sind. Besteht Entscheidungsflexibilität, ist es also möglich, das Projekt zu verschieben oder zu etappieren, so ergibt sich bspw. ein Nutzen aus der Option, auf die zweite Etappe eines etappierbaren Vorhabens zu verzichten oder das Projekt hinauszuschieben.

Die ROA berücksichtigt somit die Unsicherheit und kann das Entscheidungsrisiko monetär erfassen. Notwendige Voraussetzung ist allerdings, dass Entscheidungsflexibilität besteht, d.h. auf veränderte Rahmenbedingungen (wie bspw. neu, günstige modulare Technologien) flexibel reagiert werden kann. Diese Reaktion kann bspw. sein:

- ein künftiges Vorhaben zeitlich noch weiter hinauszuschieben (Option to wait)
- ein künftiges Vorhaben gar nicht mehr zu realisieren (Option to abandon)
- ein künftiges Vorhaben zu „vergrössern“ (Option to expand)
- ein künftiges Vorhaben zu „verkleinern“ (Option to contract)
- Wahl zwischen mehreren Ausgestaltungen des künftigen Vorhabens (Option to choose)

In der Regel lässt sich die Entscheidungssituation nicht nur auf eine der obigen Möglichkeiten reduzieren, sondern es ergeben sich gegenseitige Abhängigkeiten im Rahmen zusammengesetzter Optionen (sog. compound options). Dabei unterscheidet man zwischen seriellen und parallelen Optionen.

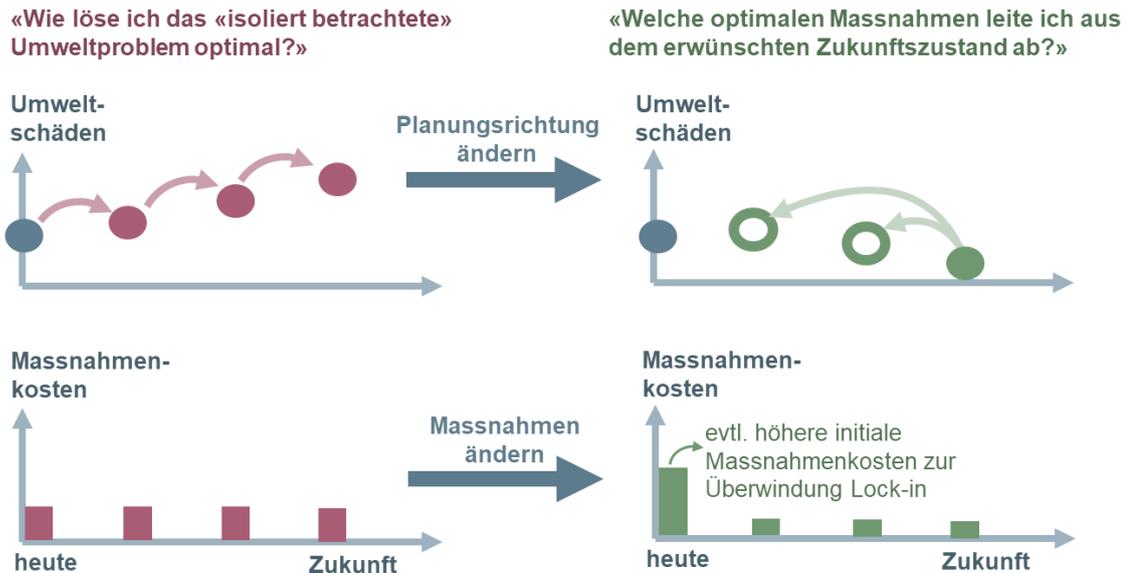
Ein Ansatz ist die **Förderung von** (technischen, aber auch sozialen) **Innovationen**, um gleichsam ein Gegengewicht zum «natürlichen» Vorteil der bisherigen, oft langlebigen Technologien mit deren Skaleneffekten zu schaffen. Auch hier stellt sich allerdings immer die Frage, wer in der Lage ist, die Zukunftsfähigkeit (und damit Förderungswürdigkeit) bestimmter Technologien zu erkennen und ob eine Förderung bzw. eine «early adaptation» nicht auch Mehrkosten verursacht. Die Rolle des Staates ist deshalb sorgfältig zu reflektieren, d.h. er soll sich subsidiär und ergebnisoffen einbringen. Durch sein Engagement setzt er wichtige Signale und gewinnt gleichzeitig selber erste Erfahrungen. Beispielsweise fördert die EU systematisch soziale Innovationen.

Wenn der volkswirtschaftliche Gesamt-Nutzen eines Wandels grösser ist als die Kosten, der Lock-in aber dazu führt, dass es sich für die einzelnen Akteure dennoch lohnt, sich nicht (als erste) zu bewegen, kann der **Staat die Rolle eines Katalysators** übernehmen, z. B. durch Dialog mit entscheidungsrelevanten Akteuren, Zielwerten, Vorgehen in der öffentlichen Beschaffung, Ermöglichen von Experimentierräumen u.a. Letztere können beispielsweise durch die Förderung von Pilotvorhaben, Living Labs oder auch die Gewährung von befristeten Ausnahmen («Sandkastenregulierung») geschaffen werden.

Ein Ansatz zur Berücksichtigung von Pfadabhängigkeiten und Unsicherheiten ist, die **«Planungsrichtung»** zu ändern. Geplant wird nicht mehr von heute auf morgen, sondern es wird der erwünschte Zukunftszustand (Zukunftsbild) festgelegt und überlegt, wie dieser optimal erreicht werden kann (analog zum Backcasting). Dabei wird versucht, die Folgen der Einführung einer neuen Technologie zu erfassen (Technology Assessment), die negativen Aspekte durch vorausschauende Regulierungen zu vermeiden und die positiven zu fördern. Dies könnte helfen,

- Lock-in-Situationen überhaupt erst zu erkennen (bspw. durch den Vergleich des roten mit dem grünen Pfad in der untenstehenden Grafik);
- Kosten und Nutzen potenzieller Alternativstrategien in ihren Pfadabhängigkeiten zu erfassen.

Abbildung 5-2 Möglicher Ansatz zum Umgang Lock-in-Situationen



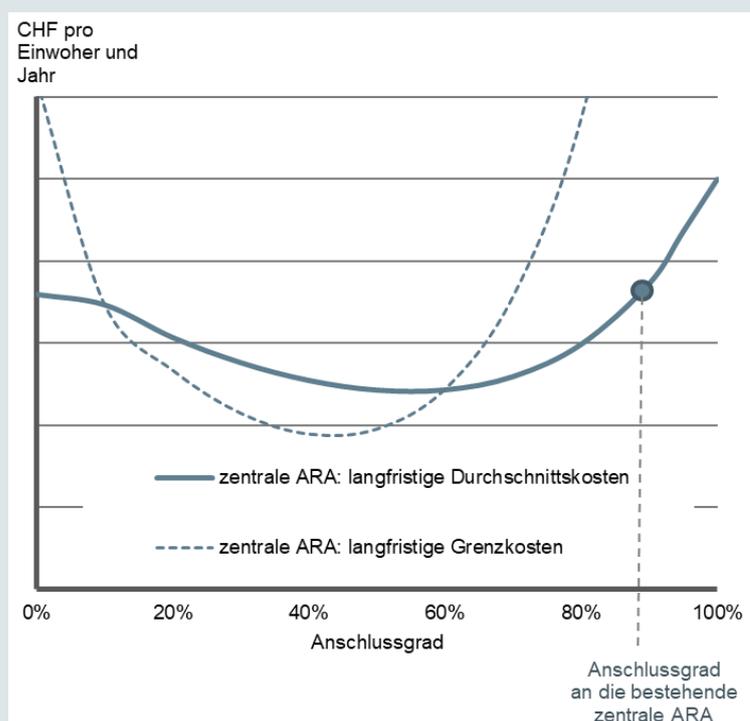
Quelle: Eigene Darstellung.

Ein weiterer Ansatz wäre die **Dokumentation von Fallbeispielen**, z. B. für die Entwicklung von selbstfahrenden Fahrzeugen oder von dezentraler Abwasserentsorgung (vgl. nachfolgender Exkurs).

Exkurs: Lock-in in der Abwasserentsorgung

Eine grosse zentrale Abwasserreinigungsanlage (ARA) kostet pro angeschlossenen Einwohner weniger als eine kleine ARA, hat also steigende Skalenerträge. Werden zuerst die mit der Kanalisation günstig zu erschliessenden Gebiete erschlossen, sinken die langfristigen Grenzkosten und damit die langfristigen Durchschnittskosten (vgl. nachfolgende Abbildung). Steigt der Anschlussgrad und werden nun auch die weniger gut erschliessbaren Gebiete mit höheren Kanalisationskosten erschlossen, können die langfristigen Grenz- und damit auch Durchschnittskosten wieder ansteigen.

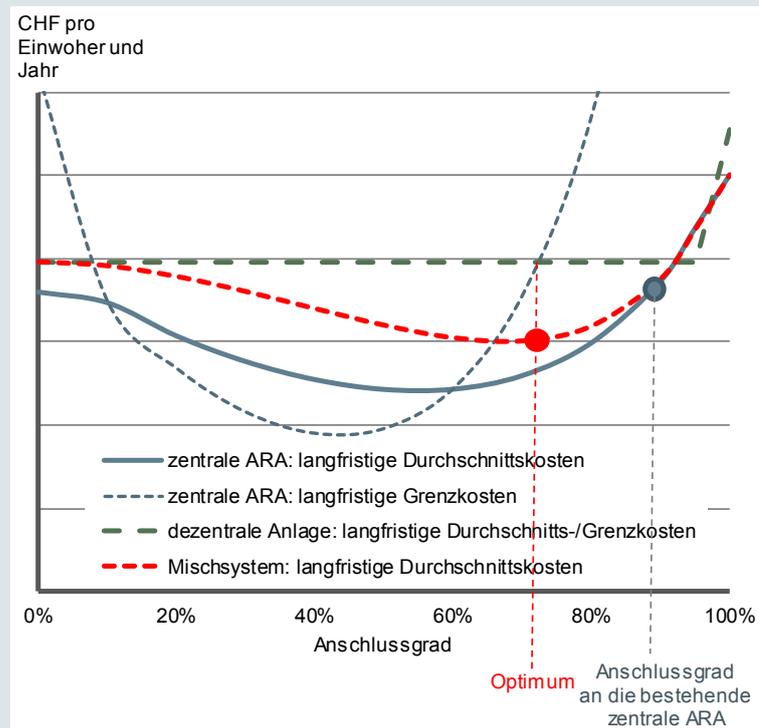
Abbildung 5-3 Kostenstruktur eines zentralen Abwasserentsorgungssystems



Gehen wir nun von folgender Situation aus: Es besteht bereits eine zentrale ARA, an der rund 90% der Einwohner angeschlossen sind. Nun käme eine dezentrale Anlage auf den Markt, deren Kosten über den langfristigen Durchschnittskosten der zentralen Anlage liegen (vgl. die grün gestrichelte Linie in der nachfolgenden Abbildung). Diese dezentrale Anlage hätte im bestehenden System keine Chance, weil die Gebühren der zentralen Anlage auf den langfristigen Grenzkosten festgesetzt sind.⁸⁴ Die nachfolgende Abbildung zeigt aber, dass es kostengünstiger wäre, zumindest einen Teil der heute an die zentrale ARA angeschlossenen Einwohner an eine dezentrale Anlage anzuschliessen. Das Optimum des Anschlussgrades an die zentrale ARA (in der nachfolgenden Abbildung bei einem Anschlussgrad von 70%) ist erreicht, wenn die langfristigen Grenzkosten der zentralen Anlage die langfristigen Grenzkosten (=Durchschnittskosten) der dezentralen Anlage erreicht.

⁸⁴ Auch wenn die Kosten der dezentralen Anlage unter den langfristigen Durchschnittskosten der zentralen Anlage liegt, wird sie sich nicht durchsetzen können, da in diesem Falle die zentrale Anlage ihre Gebühren senken würde. Für die zentrale Anlage ist diese Gebührensenkung, welche zu Verlusten führt, der kostengünstigere Weg als alle Einwohner an die dezentrale Technologie zu verlieren.

Abbildung 5-4 Kostenstruktur eines zentralen Abwasserentsorgungssystems



Neue Technologien können sich somit bei etablierten techno-institutionellen Komplexen (TICs) nur schwerlich durchsetzen, auch wenn sie in Bezug auf die Anlage- und Umweltkosten günstiger wären. Damit sich neue Technologien in einem etablierten techno-institutionellen Komplex durchsetzen können, braucht es Massnahmen auf infrastruktureller und vor allem institutioneller Ebene. Der Transformationsprozess eines TICs und die für die Einleitung und Umsetzung des Transformationsprozesses notwendigen Massnahmen werden momentan im Projekt COMIX85 des Nationalen Forschungsprogramms 73 analysiert.

⁸⁵ COMIX - Challenges and Opportunities of Modular water Infrastructures for Greening the Swiss Economy (COMIX), <http://p3.snf.ch/project-172366>.

6 Synthese und Empfehlungen

6.1 Fazit zum Umgang mit Cost of Inaction

Grundsätzlich kommen wir bezüglich des Einsatzes von COI zu folgenden Empfehlungen (entsprechend den Fazits aus dem Kapitel 4):

- COI kann und soll an verschiedenen Punkten des **Policy Cycles** ansetzen.
- Für die **Kommunikation** sind die Zielgruppen und die Fragestellungen sowie die zu erwartenden Botschaften frühzeitig zu klären und müssen entsprechend ins Design der COI-Studie einfließen. *COI-Studien* richten sich an Fachexperten und Entscheidungsträger und haben die nötige Transparenz zu schaffen und wissenschaftlichen Anforderungen zu genügen. Die *COI-Resultate* selber können im ganzen Policy-Cycle hilfreich sein und sind dementsprechend zielgruppenspezifisch aufzuarbeiten.
- Für den Einsatz von Kosten-Nutzen-Analysen zur **Priorisierung von Massnahmen** für ein spezifisches Umweltproblem (oder übergreifend für einen Themenbereich wie bspw. die Mobilität) können COI das Terrain vorbereiten. Weiter werden mit COI bereits entscheidende Informationen aufbereitet, welche für die vertiefte Analyse mit der Kosten-Nutzen-Analyse übernommen werden können. COI bietet damit wesentliche Inputs in die Kosten-Nutzen-Analyse.
- Zur **Priorisierung von Umweltproblemen und des Handlungsbedarfs** ist COI allein kein zweckmässiges und ausreichendes Instrument. In Kombination mit anderen Überlegungen bzw. Instrumenten kann COI aber unter Umständen wichtige bedeutende Argumente zur Priorisierung liefern. COI kann dazu beitragen, die Priorisierung *umweltproblemübergreifender Massnahmen* zu verbessern, allerdings stellt dies hohe methodische Anforderungen.
- Ein verstärkter **Austausch über Methoden** und eine Vereinheitlichung wichtiger Annahmen oder Kostensätze im Kontext von COI sind anzustreben, es wird jedoch nach wie vor je nach Umweltbereich unterschiedliche Analyse-Ansätze brauchen.

Was den Einsatz **in verschiedenen Umweltbereichen** betrifft, gibt die Abbildung 4-3 eine erste Einschätzung. Daraus lässt sich ableiten, dass COI nach unserer Einschätzung insbesondere in folgenden Bereichen künftig einen wichtigen Beitrag zur Stärkung des Problembewusstseins und der Handlungsbereitschaft leisten könnte:

- Klima
- Biodiversität, hier insbesondere Insektensterben und invasive Arten
- Luftverschmutzung
- Naturgefahren
- Mobilität (zusätzlich wäre auch die künftige Entwicklung der bisher nur auf einen aktuellen Zeitpunkt bezogenen externen Kosten von Interesse)

- Energieversorgung
- Landwirtschaft

Wir empfehlen den Einsatz von COI in den obigen Bereichen einzeln mit den Fachverantwortlichen vor dem Hintergrund der aktuellen politischen Agenda zu prüfen. Weiter müsste konkretisiert werden,

- welche (Teil-)Fragestellungen für welche Zwecke im Policy-Cycle durch COI-Studien genau abgedeckt werden sollen;
- wie eine angemessener Vertiefungsgrad (gekoppelt mit der Datenlage und der Methodik) aussähe und wie gross der Aufwand wäre.

6.2 Fazit zum Lock-in-Effekt

Lock-in-Effekte technologischer, institutioneller oder sozialer Art können dazu führen, dass die «Cost of Action» höher sind oder werden, als wenn man einen optimalen Pfad wählen würde oder gewählt hätte. Wenn sich dadurch die «Action» verzögert, können auch die Umweltfolgen grösser werden.

Die wichtigsten Ansätze, um Lock-in-Effekte adäquat zu berücksichtigen, sind folgende:

- Aufzeigen von bestehenden bzw. in der Vergangenheit aufgetauchten Lock-in-Effekten technologischer, institutioneller oder sozialer Art zur Schärfung des Bewusstseins: Hier wären konkrete Fallstudien sehr interessant.
- Bestmögliche Berücksichtigung von Umweltfolgekosten samt Bandbreiten für Unsicherheiten, damit insbesondere die Risiken von stark steigenden Umweltfolgekosten oder irreversiblen Schäden in die Entscheide einfließen.
- Planung und Entscheidungsfindung mittels Szenarien (fore- und/oder backcasting), die
 - von einem erwünschten Zielzustand ausgehen;
 - langfristig angelegt sind (Lebenszyklusanalysen);
 - die Möglichkeit neuer Technologien berücksichtigen;
 - die Risiken langfristiger Investitionen und von «stranded investments» berücksichtigen;
 - die Pfadabhängigkeit der Einführung neuer Technologien berücksichtigen.
- Offene Architektur von (technischen, kulturellen) Infrastrukturen bevorzugen, so dass künftig überlegene Lösungen nicht durch die aktuell gerade vorherrschenden ausgeschlossen werden. Zu solchen offenen Architekturen gehören Open Data, Open Access wie auch ein griffiges Wettbewerbsrecht.
- Staat in der Rolle als Katalysator, welche einen innovationsfreundlichen Rahmen und Experimentierräume ermöglicht.

Anhang A: Literaturübersicht Cost of Inaction – Theorie

Die Nummern beziehen sich auf das interne Literaturverzeichnis und dienen der internen Identifikation.

Nr.	Quelle	Umweltbereich	Inhalt der Studie
2	Bakkes Jan, Bräuer Ingo, ten Brink Patrick, Görlach Benjamin et al. (2006) Cost of Policy Inaction. Studie im Auftrag der der Europäischen Kommission, GD Umwelt. Den Haag Niederlande.	Luft, Klima, Boden, Biodiversität, Wasser	Evaluation von COI als Instrument für GD Umwelt in der Kommunikationsstrategie
3	Andersen Mikael Skou, Clubb David Owin (2013) Understanding and Accounting for Costs of Inaction. In: EEA European Environment Agency (Hrsg.): Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation. Kopenhagen Dänemark. S. 564-580.	Chemikalien, Luft	Verschiedene COI-Methoden anhand von drei konkreten Fallbeispielen.
5	Gerber Nicolas, Mirzabaev Alisher (2017) Benefits of action and costs of inaction: Drought mitigation and preparedness - A literature review. Studie im Auftrag der World Meteorological Organization und Global Water Partnership. Genf Schweiz, Stockholm Schweden.	Wasser	Literaturübersicht zu Benefits of Action und Costs of Inaction zu Minderung von und Vorbereitung auf Dürre
6	EEA European Environment Agency (2007) Climate Change: The Cost of Inaction and the Cost of adaptation. Luxemburg.	Klima	<ul style="list-style-type: none"> – Methodischen Fragen und Unsicherheiten bei der Schätzung von Kosten. – existierende Infos zu ökonomischen Kosten zum Klimawandel in Europa aufzeigen – Aufzeigen wie wichtig gute Daten und Monitoring für Klimawandelstrategien und -aktionen sind.
7	Rodriguez-Labajos Beatriz (2013) Climate change, ecosystem services, and costs of action and inaction: scoping the interface. In: Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change. 4. Jahrgang, Heft 6, S. 555-573.	Biodiversität, Wasser, Klima	Literaturübersicht zu Costs of Inaction and Action bzgl. Ökosystemen
9	OECD (2008a) Cost of Policy Inaction. In: OECD Environmental Outlook to 2030. Paris Frankreich. S. 269-294.	Wasser, Klima, Luft	Probleme beim Schätzen von "costs of policy inaction" mit Fokus auf Gesundheitseinfluss von Wasser und Luftverschmutzung (i), Fischereien (ii), Klimawandel (iii)
12	Navrud Stale (2005) The Costs of Inaction with respect to human health impacts from pollution. Hintergrundpapier im Auftrag der OECD. Ås Norwegen.	Luft	Die bisherigen Arbeiten und Erkenntnisse über den Wohlfahrtsverlust durch die Auswirkungen ausgewählter Schadstoffe auf die menschliche Gesundheit zu überprüfen.
14	OECD (2008b) Costs of Inaction on Environmental Policy Challenges: Summary Report. Paris Frankreich.	Wasser, Luft, Klima, Naturgefahren, effiziente Ressourcennutzung	Bericht ist Teil der Antwort auf die Anfrage der Umweltminister der OECD von April 2004, dass COI zu den wichtigsten Umweltherausforderungen genauer analysiert werden müssen.
26	Alberini Anna, Bigano Andrea, Post Jessica, Lanzi Elisa (2016) Approaches and issues in valuing the	Luft	Übersicht über die bestehenden Ansätze zur Abschätzung von COI sowie der Vorteile politischer Maßnahmen für die Luftverschmutzung dar – mit

Nr.	Quelle	Umweltbereich	Inhalt der Studie
	costs of inaction of air pollution on human health. Studie im Auftrag der OECD. Paris Frankreich.		Fokus auf der Luftverschmutzung.
28	United Nations Environment Programme (2017) Towards a Pollution-Free Planet. Background Report. United Nations Environment Programme. Nairobi Kenia.	Luft	Synergetischer Maßnahmenmix und ein systemübergreifender, multinutzenorientierter Politikansatz zu fördern, der direkt auf den bestehenden international vereinbarten Umweltzielen aufbaut.
31	Heal Geoffrey (2005) The Costs of Inaction with Respect to Biodiversity Loss. Hintergrundpapier im Auftrag der OECD. New York USA.	Biodiversität	Bericht ist Teil der Antwort auf die Anfrage der Umweltminister der OECD von April 2004, dass COI zu den wichtigsten Umweltherausforderungen genauer analysiert werden müssen (wie auch Nr. 14).
43	Bünger Björn, Matthey Astrid (2018) Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Methodische Grundlagen. Umweltbundesamt. Dessau-Rosslau Deutschland.	Allgemein	Methodenkonvention, um den ökonomischen Nutzen umweltpolitischer Massnahmen zu ermitteln und ggf. monetär darzustellen (nicht COI spezifisch).
44	OECD (2018a) Cost-Benefit Analysis and the Environment – Further Developments and Policy Use. Paris Frankreich.	Allgemein	Aktueller Überblick über die jüngsten Entwicklungen in Theorie und Praxis der Kosten-Nutzen-Analyse (nicht COI spezifisch).
45	Science for Environment Policy (2018) Science for Environment Policy: What are the health costs of environmental pollution? Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Umwelt. Bristol England.	Lärm, Luft, Chemikalien	Überblick zu Methoden zur Berechnung der Gesundheitskosten sowie Untersuchen zukünftiger Forschungseinrichtungen.
46	Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016) Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Hannover, Leipzig (insbesondere Kurzfassung: Schlussfolgerungen für Entscheidungsträger).	Biodiversität	Deutsche Nachfolgestudie der internationalen TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) Zusammenhang zwischen den Leistungen der Natur, der Wertschöpfung der Wirtschaft und dem menschlichen Wohlergehen.
47	Triconomics (2018) Quantifying the benefits of circular economy actions on the decarbonisation of EU economy – Final Report. Studie im Auftrag der European Environment Agency. Rotterdam.	Klima	Methoden zur Berechnung der Auswirkungen, die der Übergang zu einer Kreislaufwirtschaft auf die Treibhausgasemissionen haben könnten. Analyse mithilfe von 5 Fallstudien.
53	CE Delft (2018) Environmental Prices Handbook 2017. Methods and numbers for valuation of environmental impacts.	Allgemein	Leitet spezifische Umweltkostensätze für sehr viele verschiedene Emissionen in der Niederlande her.
54	Bünger Björn, Matthey Astrid (2019) Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Kostensätze. Umweltbundesamt. Dessau-Rosslau Deutschland.	Allgemein	Kostensätze für Treibhausgasemissionen, Luftschadstoffe, Umweltkosten der Strom- und Wärmeerzeugung und des Personen- und Güterverkehrs in Deutschland.

Anhang B: Literaturübersicht Cost of Inaction - Praxis

Nr.	Quelle	Umweltbereich	Geografischer Fokus	Zeiträumen und Blickrichtung	Bewertung der Kosten
1	Braat Leon, ten Brink Patrick (2008) The cost of policy inaction. The case of not meeting the 2010 biodiversity target. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Umwelt.	Biodiversität	Global	2000 – 2050 Ex ante	Monetarisierung
4	Chiabai Aline, Traversi Chiara, Markandya Anil, Ding Helen et al. (2011) Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction. In: Environmental and Resource Economics, 50. Jahrgang, Heft 3, S. 405-445.	Wald und Holz, Biodiversität	Global	2000 – 2050 Ex ante	Monetarisierung
8	Bosello Francesco, Roson Roberto, Tol Richard S. J. (2006) Economy-wide estimates of the implications of climate change: Human health. In: Ecological Economics, 58. Jahrgang, Heft 3, S. 579-591.	Klima	Global	2050 Ex ante	Monetarisierung
10	Steininger Karl W, Bednar-Friedl Birgit, Formayer Herbert, König Martin (2016) Consistent economic cross-sectoral climate change impact scenario analysis: Method and application to Austria. In: Climate Services, 1. Jahrgang, S. 39-52.	Klima	Österreich	2030 und 2050 Ex ante	Monetarisierung
11	Kemfert Claudia, Schumacher Katja (2005) Costs of Inaction and Costs of Action in Climate Protection – Assessment of Costs of Inaction or Delayed Action of Climate Protection and Climate Change. In: DIW Berlin: Politikberatung kompakt, Jahrgang 13.	Klima	Global	2050 und 2100 Ex ante	Monetarisierung
13	Amann Markus, Bertok Imrich, Cofala Janusz, Gyarfas Frantisek et al. (2005) Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE). Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Umwelt. Luxemburg.	Luft	Europa	2000 – 2020 Ex ante	Quantifizierung
15	Eliasch Johan (2008) Climate Change: Financing Global Forests. The Eliasch Review. Studie im Auftrag der Regierung des Vereinigten Königreichs. London.	Wald und Holz	Global	2010 – 2200	Monetarisierung
16	Jones Peter G., Thornton Philip K. (2009) Croppers to livestock keepers: livelihood transitions to 2050 in Africa due to climate change. In: Environmental Science & Policy, 12. Jahrgang, Heft 4, S. 427-437.	Boden, Klima	Subsahara-Afrika	Bis 2050 Ex ante	Quantifizierung
17	O' Reilly Catherine M., Alin Simone R., Plisnier Pierre-Denis, Cohen Andrew S. et al. (2003)	Wasser, Hydrologie, Klima	Burundi, Tansania, Sambia, Demokratische	1920 – 2000 Ex post	Quantifizierung

Nr.	Quelle	Umweltbereich	Geografischer Fokus	Zeiträumen und Blickrichtung	Bewertung der Kosten
	Climate change decreases aquatic ecosystem productivity of Lake Tanganyika, Africa. In: Nature, Heft 424, S. 766-768.		Republik Kongo		
18	Sumaila Rashid U., Cheung William W. L. (2011) Cost of Adapting Fisheries to Climate Change. Studie im Auftrag der Weltbank. Washington.	Wasser, Hydrologie, Klima	Global	2010 – 2050 Ex ante	Monetarisierung
19	Brown, Christopher J., Fulton Elizabeth A., Possingham Hugh P., Richardson, Anthony J. (2012) How long can fisheries management delay action in response to ecosystem and climate change? In: Ecological Applications, 22. Jahrgang, Heft 1, S. 298-310.	Wasser, Hydrologie, Klima, Biodiversität	Global	»50 Jahre“ Ex ante	Quantifizierung
20	Shaw Rebecca M., Pendleton Linwood, Cameron Richard D., Morris Belinda et al. (2011) The impact of climate change on California's ecosystem services. In: Climatic Change, Heft 109, S. 465-484.	Biodiversität	Kalifornien	2005 – 2099 Ex ante	Monetarisierung
21	Cook Brian, Zeng Ning, Yoon Jin-Ho (2011) Will Amazonia Dry Out? Magnitude and Causes of Change from IPCC Climate Model Projections. In: Earth Interactions, 16. Jahrgang, Heft 3, 1-27.	Wald und Holz, Naturgefahren, Klima	Amazonien	1901 – 2099 Ex ante, ex post	Quantifizierung
22	Gallai Nicola, Salles Jean-Michel, Settele Josef, Vaissière Bernard E. (2009) Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. In: Ecological Economics, 68. Jahrgang, Heft 3. S. 810-821.	Landschaft	Global	2005 Ex post	Monetarisierung
23	OECD (2012) OECD Environmental Outlook to 2050. The consequences of inaction. Paris.	Biodiversität, Klima, Wasser	Global	2010 2050 Ex ante	Monetarisierung
24	Tilahun Mesfin (2015) The Economics of Land Degradation in Africa: Benefits of Action Outweigh the Costs. Studie im Auftrag der ELD Initiative und UNEP. Bonn.	Boden	Afrika	2016 – 2030 Ex ante	Monetarisierung
25	UNEP United Nations Environment Programme (2013) Costs of Inaction on the Sound Management of Chemicals. Genf.	Chemikalien	Subsahara-Afrika	2005 – 2020 Ex ante	Monetarisierung
27	Van Beukering Pieter J. H., Cesar Herman S. J. (2004) Ecological Economic Modeling of Coral Reefs: Evaluating Tourist Overuse at Hanauma Bay and Algae Blooms at the Kihei Coast, Hawaii. In: Pacific Science, 58. Jahrgang, Heft 2, 243-260.	Wasser, Hydrologie	Hawaii	2000 – 2048 Ex ante	Monetarisierung

Nr.	Quelle	Umweltbereich	Geografischer Fokus	Zeiträumen und Blickrichtung	Bewertung der Kosten
29	Reyns Nikolaas, Casaer Jim, De Smet Lieven, Koen Devos et al. (2018) Cost-benefit analysis for invasive species control: the case of greater Canada goose <i>Branta canadensis</i> in Flanders (northern Belgium). In: PeerJ, Heft 6. S. 1-28.	Biodiversität	Belgien	2000 – 2050	Monetarisierung
30	Bundesamt für Bevölkerungsschutz (2015) Massenausbreitung invasiver Arten (Nationale Gefährdungsanalyse - Gefährdungsdossier Massenausbreitung invasiver Arten). Bern.	Biodiversität	Schweiz	»Jahrzehnte“ Ex ante	Monetarisierung
32	Stanton Elizabeth A., Ackerman Frank (2007) Florida and climate change – the costs of inaction. Medford, USA.	Klima	Florida	2025 – 2100 Ex ante	Monetarisierung
33	Stern Nicholas (2006) Stern Review: The Economics of Climate Change. London.	Klima	Global	2000 – 2050 Ex ante	Monetarisierung
34	The Global Commission on the Economy and Climate (2014) Better Growth. Better Climate. The New Climate Economy Report. The Synthesis Report. Washington USA.	Klima	Global	Ad hoc Ex ante, ex post	Quantifizierung
35	OECD (2017) Investing in Climate, Investing in Growth. Paris.	Klima	OECD Länder	2100 Ex ante	Quantifizierung
36	TEEB (2008) The Economics of ecosystems & biodiversity. Wesseling Deutschland.	Biodiversität	Global	Ad hoc Ex ante, ex post	Monetarisierung
37	CH2014-Impacts (2014) Toward Quantitative Scenarios of Climate Change Impacts in Switzerland. Bern.	Klima	Schweiz	2011 – 2085 Ex ante	Quantifizierung
38	OECD (2018b) Global Material Resources Outlook to 2060. Economic Drivers and Environmental Consequences. Paris.	Boden, effiziente Ressourcennutzung	OECD Länder	2060 Ex ante	Quantifizierung
39	IPBES Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2018) Chapters of the regional and subregional assessment of biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Medellin, Kolumbien.	Biodiversität	Europa und Zentralasien	Ad hoc Ex ante, ex post	Monetarisierung
40	IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2014) Climate Change 2014. Synthesis Report. Genf.	Klima	Global	Ad hoc Ex ante, ex post	Quantifizierung
41	CH2018 (2018) CH2018 - Climate Scenarios for Switzerland. Technical Report. Bern.	Klima	Schweiz	2020-2049, 2045-2074, 2070-2099 Ex ante	Quantifizierung

Nr.	Quelle	Umweltbereich	Geografischer Fokus	Zeiträumen und Blickrichtung	Bewertung der Kosten
42	Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016) Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Hannover, Leipzig.	Biodiversität	Deutschland	Ad hoc Ex ante	Monetarisierung
48	COACCH: CO-designing the Assessment of Climate CHange costs (2018) The Economic Cost of Climate Change in Europe: Synthesis Report on State of Knowledge and Key Research Gaps. Studie im Auftrag von European Union's Horizon 2020 research and innovation programme.	Klima	Europa	Ad hoc Ex ante	Monetarisierung
49	Nkonya Ephraim, Anderson Weston, Kato Edward, Koo Jawoo et al. (2016) Global cost of land degradation. In: Nkonya Ephraim, Mirzabaev Alisher, von Braun Joachim (Hrsg.): Economics of land degradation and improvement – A global assessment for sustainable development. Cham, S. 117-165.	Boden	Global	2001-2009 Ex post	Monetarisierung
50	Balmford Andrew, Rodrigues Antonio, Walpole Matt, ten Brink Patrick, (2008) Review on the economics of biodiversity loss: Scoping the science. Final report. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission.	Biodiversität	Global	Ad hoc Ex ante	Monetarisierung
51	ClimateCost (2010) The Costs and Benefits of Adaptation in Europe: Review Summary and Synthesis. Studie im Auftrag der Europäischen Umweltagentur.	Klima	Global	Ad hoc Ex ante	Monetarisierung
52	Distelkamp Martin, Meyer Mark (2019) Pathways to a Resource-Efficient and Low-Carbon Europe. In: Ecological Economics, Heft 155, S. 88-104.	Klima	Global	Ex ante	Monetarisierung

Anhang C: Literaturübersicht Lock-in-Effekte

Nr.	Quelle	Setting	Ziel
1	Cecere Grazia, Corrocher Nicoletta, Gossart Cédric, Ozman Muge (2014) Lock-in and path dependence: an evolutionary approach to eco-innovations. In: Journal of Evolutionary Economics, 24. Jahrgang, Heft 5, S. 1037-1065.	Ökoinnovation	Evolutorischer Ansatz zur Analyse von Lock-in und Pfadabhängigkeit bei Ökoinnovationen unter Berücksichtigung von technologischen, organisatorischen, institutionellen und sozialen Prozessen.
2	Farla Jacco, Markard Jochen, Raven Rob, Coenen Lars (2012) Sustainability transitions in the making: A closer look at actors, strategies and resources. In: Technological Forecasting & Social Change, 79. Jahrgang, S. 991-998.	Nachhaltige Entwicklung	Strategien und Ressourcen von Akteuren, welche eine nachhaltige Entwicklung anstreben.
3	Aghion Philippe, Hepburn Cameron, Teytelboym Alexander, Zenghelis Dimitri (2014) Path dependence, innovation and the economics of climate change. Studie im Auftrag der New Climate Economy, Global Commission on the Economy and Climate.	Klima	Überblick zum neusten Stand der Innovationsökonomie in Bezug auf den Klimawandel und Implikationen für die Gestaltung der Klimapolitik.
4	Vergragt Philip J., Markusson Nils, Karlsson Henrik (2011) Carbon capture and storage, bio-energy with carbon capture and storage, and the escape from the fossil-fuel lock-in. In: Global Environmental Change, 21. Jahrgang, S. 282-292.	Energie	Analyse, ob CO ₂ -Sequestrierung dazu beitragen könnte, die Bindung fossiler Brennstoffe zu vermeiden – mithilfe von Kriterien, welche den Grad des technologischen Lock-in schätzen.
5	Zeppini Paolo, van den Bergh Jeroen C. J. M. (2011) Competing Recombinant Technologies for Environmental Innovation: Extending Arthur's Model of Lock-in. In: Industry and Innovation, 18. Jahrgang, Heft 3, S. 317-334.	Ökoinnovation	Modell zu sequentiellen Entscheidungen zu Investitionen in umweltfreundliche und saubere Technologien als Erweiterung des Pfadabhängigkeitsmodells von B. Arthur.
6	Sivaram Varun (2017) Unlocking Clean Energy. In: Issues in Science and Technology, S. 31-40.	Energie	Diskussion von Strategien und Handlungsempfehlungen, um auf saubere Energie trotz Lock-in umsteigen zu können.
7	Unruh Gregory C. (2000) Understanding carbon lock-in. In: Energy Policy, 28. Jahrgang, S. 817-830.	Energie	Diskussion des «Carbon» Lock-in mithilfe eines Modells, Interaktionen zwischen Regierungsinstitutionen und technologischen Systemen aufgreift.
8	Marechal Kevin, Lazaric Nathalie (2010) Overcoming inertia: insights from evolutionary economics into improved energy and climate policies. In: Climate Policy, 10. Jahrgang, S. 103-119.	Klima	Evolutionsökonomischer Ansatz zur Analyse der Klimapolitik, welche den Übergang zu einer kohlenstoffarmen Gesellschaft zu abzielen hat, inkl. Handlungsempfehlungen, um «Carbon» Lock-In zu überkommen.
9	Seto Karen C., Davis Steven J., Mitchell Ronald B., Stockes Eleanor C. et al. (2016) Carbon Lock-in: Types, Causes, and Policy Implications. In: Annual Review of Environment and Resources, 41. Jahrgang, S. 425-452.	Energie	Systematischer Literaturüberblick zu Arten von und Ursachen des «Carbon» Lock-in, inkl. Umfang, Stärke und Dauer der Effekte sowie politischer Auswirkungen.
10	Markusson Nils, Haszeldine Stuart (2008) How ready is 'capture ready'? – Preparing the UK power sector for carbon capture	Energie	Identifizieren der Entscheidungen, welche die Regierung, Regulierungsbehörden und Unternehmen zu treffen haben, um auf CO ₂ -

Nr.	Quelle	Setting	Ziel
	and storage. Online im Internet: https://goo.gl/zqV9Tb (11.01.2019).		Sequestrierung umsteigen zu können.
11	Stern Nicholas, Grubb Michael, Potočnik Janez im Interview mit McKinsey (2009) Prospects for a global deal on climate change: Three European views. Online im Internet: https://goo.gl/MTdL8e (11.01.2019).	Klima	Diskussion zu den Aussichten für ein globales Klimaschutzabkommen auf der Klimakonferenz der Vereinten Nationen, welche im Dezember 2009 in Kopenhagen stattfand.
12	Bruce Ann, Spinardi Graham (2018) On a wing and hot air: Eco-modernisation, epistemic lock-in, and the barriers to greening aviation and ruminant farming. In: Energy Research & Social Science, 40. Jahrgang, S. 36-44.	Öko-Modernisierung	Analyse der Wechselwirkungen zwischen technologischer Innovation und sozialem Verhalten bei der Einführung umweltverträglicherer Praktiken in Grossbritannien.
13	Foxon Timothy J. (2002) Technological and institutional 'lock-in' as a barrier to sustainable innovation. Working Paper.	Nachhaltige Innovation	Analyse der Rolle von technologischen und institutionellen Lock-in als Hindernis für nachhaltigere Innovationen und deren Auswirkungen auf die Festlegung geeigneter politischer Reaktionen.
14	Ernst Basler + Partner (2014) Inventar der wichtigsten innovationshemmenden Regulierungen und Normen im Cleantech-Bereich. Studie im Auftrag des BAFU Bundesamt für Umwelt und BFE Bundesamt für Energie.	Cleantech	Erstellen eines Inventars über Regulierungen und Normen, welche die Innovation für Cleantech potenziell hemmen.
15	Stockholm Resilience Center (o.J. a) Insight #5 – Social-Ecological Traps – Interaction between social and ecological feedbacks can lock systems into unsustainable pathways, creating social-ecological traps. Stockholm, Schweden.	Sozio-Ökonomie	Diskussion sozio-ökologischer Fallen.
16	Stockholm Resilience Center (o.J. b) Insight #2 – Regime Shifts – Social-ecological systems contain various tipping points or thresholds that can trigger large-scale reorganization.	Sozio-Ökonomie	Diskussion von Systemwechseln
17	Perkins Richard (2003) Technological «lock-in». In: Internet Encyclopaedia of Ecological Economics. Studie im Auftrag der ISEE International Society for Ecological Economics.	Technologie	Diskussion technologischer Lock-ins
18	Wilson Clevo, Tisdell Clem (2001) Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. In: Ecological Economics, Heft 39, S. 449-462.	Pestizide	Analyse zur Nutzung von Pestiziden in der Landwirtschaft mit besonderer Betonung des «Lock-in» Aspektes.

Nachfolgend wird ein Einblick in zwei Artikel der Literaturliste gegeben.

Stockholm Resilience Center (o.J. a)

Das Stockholm Resilience Center (o.J. a) bezeichnet «Lock-in» Situationen als Fallen (engl. «traps»). In ihren Publikationen legt es den Fokus auf sozio-ökologische Fallen. Darunter verstehen sie gesellschaftliche Phänomene, welche mit Ökosystemen dynamisch interagieren und sich gegenseitig verstärken können. Dadurch können sich Pfadabhängigkeiten und unerwünschte Zustände ergeben, welche widerstandsfähig gegenüber Veränderungen sind. Als Treiber für sozio-ökologische Fallen wird **Armut** identifiziert. In Armut lebende Personen sind am wenigsten in der Lage zu ändern, wie sie ihren Lebensunterhalt verdienen.⁸⁶ Wenn somit eine Ressource – von welcher in Armut lebende Personen abhängig sind – weniger Ertrag abwirft, verschärft sich ihre Armut aufgrund fehlender Alternativen weiter.⁸⁷ So führt beispielsweise Wasserknappheit zu Ernteausfällen in semiariden Anbausystemen.⁸⁸ Infolgedessen gelingt es den meisten Kleinbauern nicht, Kapital über die Jahre anzusparen und sie sind somit nicht fähig, in die Boden- und Nährstoffbewirtschaftung ihres Betriebes zu investieren.⁸⁹ So verschärft sich die Situation mit weiter abnehmenden Erträgen und der daraus folgenden Armut.

Als weitere Treiber nennt das Stockholm Resilience Center (o.J. a) **wirtschaftliche Chancen** sowie **Vertuschung**. Wenn aus einer natürlichen Ressource lukrative Gewinne gemacht werden können, neigen Stakeholder und Manager dazu, die Risiken eines Rückgangs der Ressource ausser Acht zu lassen.⁹⁰ Bevölkerungsgruppen in profitablen Märkten und mit Unterstützung des Staates sind weniger bereit, ihre Lebensgrundlage zu ändern, auch wenn diese von abnehmenden Ressourcen betroffen ist. Vertuscht wird dies hinter technologischem Fortschritt, der Ausbeutung von Arten, Subventionen und Handel.^{91,92,93,94} Kurzfristige wirtschaftliche Chancen sowie Vertuschung verhindern so die langfristige Behebung sozio-

⁸⁶ Cinner/Daw et al. (2009), Socioeconomic factors that affect artisanal fishers' readiness to exit a declining fishery, S. 124-130.

⁸⁷ Cinner (2011), Social-ecological traps in reef fisheries, S. 835-839.

⁸⁸ Enfors (2009), Traps and transformations: Exploring the potential of water system innovations in dryland sub-Saharan Africa.

⁸⁹ Enfors/Gordon (2008), Dealing with drought: The challenge of using water system technologies to break dryland poverty traps, S. 607-616.

⁹⁰ Steneck/Hughes et al. (2011), Creation of a gilded trap by the high economic value of the Maine lobster fishery, S. 904-912.

⁹¹ Berkes/Hughes (2006), Globalization, roving bandits, and marine resources, S. 1557-1558.

⁹² Crépin (2007), Using fast and slow processes to manage resources with thresholds, S. 191-213.

⁹³ Huitric (2005), Lobster and conch fisheries of Belize: a history of sequential exploitation.

⁹⁴ Thyresson/Nyström et al. (2011), Trading with resilience: Parrotfish trade and the exploitation of key-ecosystem processes in coral reefs, S. 396-411.

ökologischer Degradation.^{95,96} So haben beispielsweise Subventionen für die technologische Entwicklung der europäischen Fischerei zu nicht nachhaltigen Überkapazitäten geführt.⁹⁷

Des Weiteren diskutiert das Stockholm Resilience Center (o.J. a), dass **bestimmte vermittelnde Akteure** entscheidend für die Aufrechterhaltung sozio-ökologischer Fallen sein können. In Ostafrika gewähren beispielsweise Fischhändler kleinen Fischereien Kredite, wenn diese schlechte Fangperioden durchleben. Kurzfristig hilft ihnen das. Langfristig werden sie jedoch an die Fischhändler mit ihren Schulden gebunden und können ihre Lebensgrundlage so nicht ändern.⁹⁸

Zuletzt gehen die Autoren des Stockholm Resilience Center (o.J. a) auf die selbstverstärkende Wirkung von **Lag-Effekten** bei sozio-ökologischen Fallen ein. Viele Ökosystemprozesse sind von Natur aus langsam und nur durch Lag-Effekte erkennbar. Die Überfischung von Pflanzenfressern in Korallenriffen welche dazu führt, dass Riffe von Makroalgen überwachsen werden, ist ein Beispiel dafür.^{99,100}

Seto/Davis et al. (2016)

Wie in Kapitel 5.1 beschrieben, unterscheiden Seto/Davis et al. (2016) zwischen drei Arten von Lock-in: Infrastrukturelle / technologische Lock-in, institutionelle Lock-in und verhaltensinduzierte Lock-in. Abbildung A-1 zeigt am Beispiel eines Carbon Lock-in, wie die drei unterschiedlichen Arten zusammenhängen können. Es wird dabei zwischen sechs Ebenen unterschieden.

- Ein institutioneller Lock-in kann auf Ebene nationaler oder lokaler Institutionen entstehen.
- Ein infrastruktureller / technologischer Lock-in kann sich auf Ebene Anwendertechnologie oder unterstützender Infrastruktur entwickeln.
- Ein verhaltensinduzierter Lock-in kann auf der Ebene von individuellem Verhalten oder Kultur und sozialer Praxis beobachtet werden.

Die roten Pfeile zeigen dabei mögliche Zusammenhänge und Wechselwirkungen zwischen und innerhalb der verschiedenen Ebenen. Zum Beispiel können Regierungen Technologien durch Regulierungen und rechtliche Rahmenbedingungen beeinflussen. Allerdings kann

⁹⁵ Deutsch/Gräslund et al. (2007), Feeding aquaculture growth through globalization: exploitation of marine ecosystems for fishmeal, S. 238-249.

⁹⁶ Cinner/Folke et al. (2011), Responding to change: using scenarios to understand how socioeconomic factors may influence amplifying or dampening exploitation feedbacks among Tanzanian fishers, S. 7-12.

⁹⁷ Österblom/Sissenwine et al. (2011), Incentives, social-ecological feedbacks and European fisheries, S. 568-574.

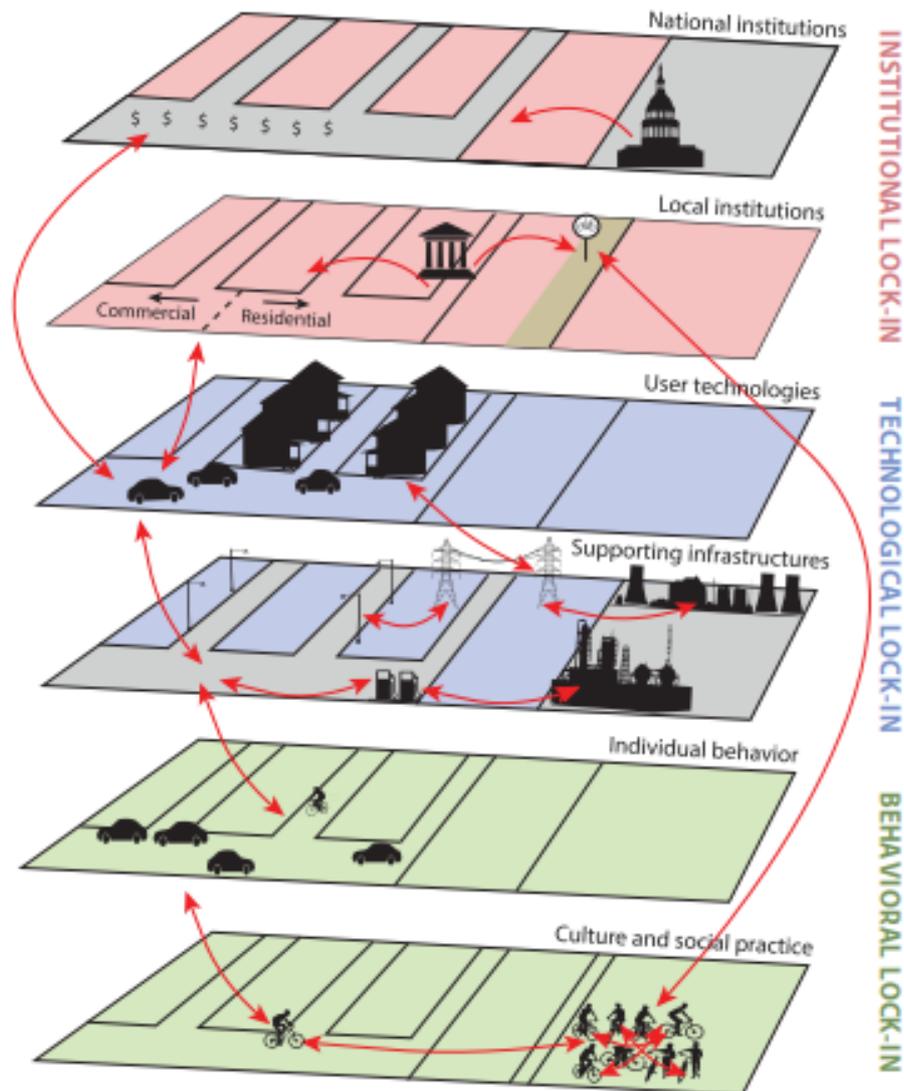
⁹⁸ Crona/Nyström et al. (2010), Middlemen, a critical social-ecological link in coastal communities of Kenya and Zanzibar.

⁹⁹ Norström/Nyström et al. (2009), Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts, S. 295-306.

¹⁰⁰ Nyström/Norström et al. (2012), Confronting feedbacks of degraded marine ecosystems, S. 695-710.

Technologie wiederum die Entscheidungsfindung der Regierung beeinflussen, indem Aktivitäten wie Lobbying oder politische Spenden ausgeübt werden.

Abbildung A-1 Die drei Lock-in-Situationen am Beispiel eines Carbon Lock-in

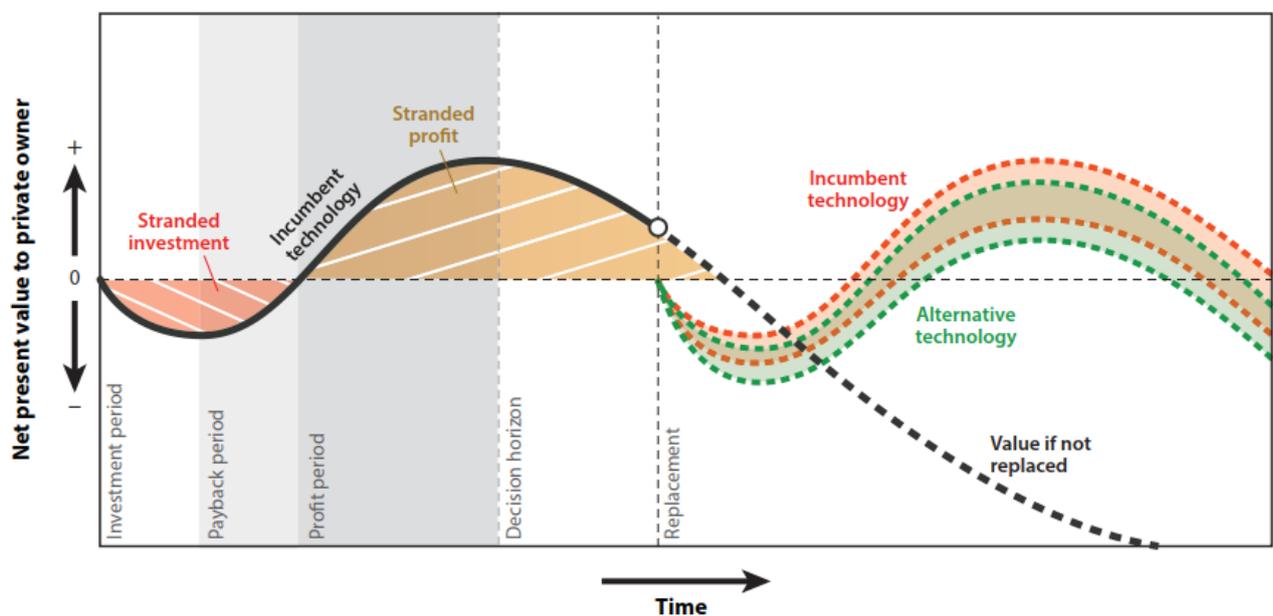


Quelle: Seto/Davis et al. (2016), Carbon Lock-in: Types, Causes, and Policy Implications, S. 442.

Weiter setzen die Autoren einen möglichen Verlauf eines infrastrukturellen / technologischen Lock-ins grafisch um (Abbildung A-2). Die durchgezogene schwarze Linie zeigt den Nettobarwert einer Anlage (z. B. ein Kraftwerk) für ihren privaten Eigentümer. Im Investitionszeitraum («investment period») übersteigen die Kapitalkosten die operativen Erträge. Wenn dies nicht mehr der Fall ist, beginnt der Nettobarwert zu steigen und das anfänglich investierte Kapital kann allmählich zurückbezahlt werden («payback period»). Danach folgt eine Gewinnperiode («profit period»). Diese dauert an, bis die Betriebs- und Wartungskosten die Einnahmen übersteigen. Abhängig von der Zeit, die es braucht, die

nötigen finanziellen Ressourcen bereitzustellen und die Genehmigung zu erhalten. Die Finanzierung und Konzession einer neuen Anlage dauert eine gewisse Zeit. Abhängig davon muss eine Entscheidung getroffen werden inwiefern die Anlage saniert oder ersetzt wird. Dabei sind zukünftige Kosten, Risiken und Politiken zu berücksichtigen («decision horizon»). Wird dieser ökonomische Lebenszyklus durch ein frühzeitiges Ersetzen oder Sanieren gestört, geht Wert verloren. Schnell ändernde Technologiekosten und Politiken erhöhen jedoch ebenfalls das Risiko, eine Anlage zu spät zu ersetzen oder sanieren. Die schwarz gestrichelte Linie zeigt den Nettobarwert, wenn eine Anlage nicht ersetzt wird und mit größerem Aufwand, als mit einer neuen oder sanierten Anlage, betrieben wird.

Abbildung A-2 Schematische Darstellung des Wertes eines hypothetischen Energieträgers über seine Lebensdauer



Quelle: Seto/Davis et al. (2016), Carbon Lock-in: Types, Causes, and Policy Implications, S. 428.

Anhang D: Lehren aus der COI-Literatur

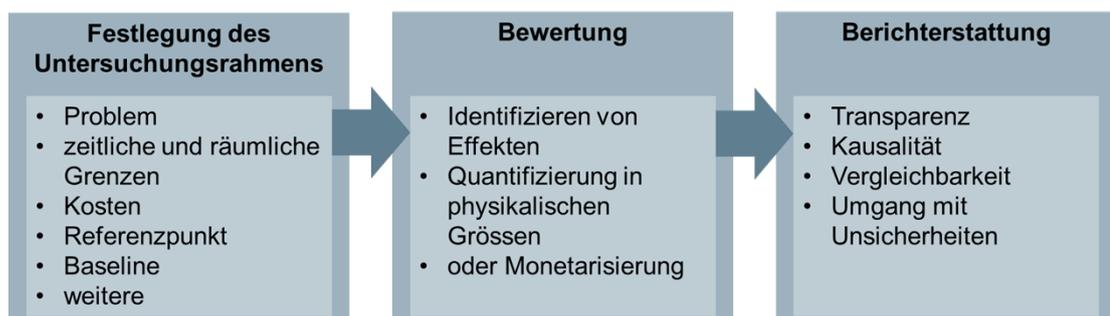
1. Vorgehensschritte bei Cost-of-Inaction-Studien

Nachfolgen diskutieren wir kurz das Vorgehen zur Durchführung einer Cost-of-Inaction-Studie. Wir beginnen mit Bakkes/Bräuer et al. (2006)¹⁰¹, welcher den groben Rahmen für das Vorgehen in einer Cost-of-Inaction-Studie absteckt. Eine wertvolle Ergänzung bietet die Methodenkonvention 3.0 des Deutschen Umweltbundesamts (UBA).¹⁰²

a) Vorgehensschritte bei Cost-of-Inaction-Studien gemäss Bakkes/Bräuer et al. (2006)

Bakkes/Bräuer et al. (2006) schlägt für Cost-of-Inaction-Studien folgendes Vorgehen vor:

Abbildung A-3 Vorgehensschritte bei einer Cost-of-Inaction-Studie



Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Bakkes/Bräuer et al. (2006), Cost of Policy Inaction, S.28-31.

Schritt 1: Festlegung des Untersuchungsrahmens

Zuerst wird der Untersuchungsrahmen festgelegt. Am Anfang jeder COI-Studie im Umweltbereich steht Umwelt**problem**. In einer Problemanalyse wird dieses Problem in einen analytischen Rahmen gebracht. Dieser sollte so breit gefasst sein, dass eine Bewertung noch möglich ist und die wichtigsten Zusammenhänge erfasst werden können. Als nächstes sollte das Problem **geografisch und zeitlich begrenzt** werden. Bei der zeitlichen Begrenzung ist die Unterscheidung zwischen dem Planungshorizont und dem Effekthorizont angebracht. Der Planungshorizont widerspiegelt die Periode des Nichthandelns, der Effekthorizont die Periode in welcher Umwelteffekte bewertet werden. Des Weiteren sind die zu berücksichtigenden **Kosten** zu identifizieren. Verschiedene Effekte (z. B. menschliche Gesundheit, Ökosystemschäden, Sicherheitsmassnahmen) und deren Verteilung auf verschiedene

¹⁰¹ Bakkes/Bräuer et al. (2006), Cost of Policy Inaction, S. 1-136.

¹⁰² Bünge/Matthey (2018), Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, S. 1-62.

Zielgruppen (z. B. Wirtschaftssektoren, Haushalte, schutzbedürftige Personen der allgemeinen Bevölkerung), Generationen und Regionen sind zu benennen. Dazu eignet sich das DPSIR-Modell (Driving forces – Pressures – Stage – Impacts – Responses).

COI Studien brauchen einen Zielzustand, welcher eine aus heutiger Sicht intakte Umwelt darstellt, welche sich durch gezielte Massnahmen wiederherstellen liesse. Die vergangenen irreversiblen Schäden sind also nicht mehr miteinzubeziehen. Aufbauend auf den aktuellen Umweltschäden wird die Entwicklung ohne weitere Massnahmen szenarisch abgeschätzt. Dieses Szenario wird häufig **Baseline** genannt (vgl. dazu auch Abbildung 2-2)

Schritt 2: Bewertung

Steht der Untersuchungsrahmen, kann mit der eigentlichen **Bewertung** gestartet werden. Dabei ist der Unterschied zwischen dem Baseline-Szenario und dem Zielzustand von Interesse. Der Unterschied kann in qualitativ identifizierten Effekten, in physischen Grössen quantifiziert oder monetarisiert ausgewiesen werden. Üblicherweise wird zunächst ein Mengeneffekt ermittelt («Mengengerüst»), danach kann die Bewertung mittels Kostensätzen («Wertgerüst») vorgenommen werden.¹⁰³

Schritt 3: Berichterstattung

Die Resultate der Bewertung sind schliesslich in einen **Bericht** zu fassen. Damit die Resultate der COI Studie glaubwürdig sind, sollte der Bericht **Transparenz** bezüglich Annahmen, Datengrundlage, Bewertungsmethoden, Risiken und Unsicherheiten schaffen. Für COI-Studien müssen häufig vereinfachte Methoden für die Dosis-Wirkungs-Beziehung verwendet werden, welche auf der beobachteten Korrelation beruhen, deren **Kausalität** aber im Rahmen einer COI-Studie kaum schlüssig nachgewiesen werden kann. Auch diese Annahmen sind transparent im Bericht darzulegen. Weiter basieren COI-Studien auf vielen verschiedenen Kostenkomponenten, welche nicht alle monetarisiert werden können. Zentral ist, dass die monetarisierten Kosten und die nicht monetarisierbaren Kosten ausgewogen dargestellt werden, damit eine Gesamtbeurteilung ohne «Monetarisierung-Bias» vorgenommen wird (**Vergleichbarkeit** von monetarisierten und nicht monetarisierten Kostenkomponenten). Weiter gilt es auch die **Unsicherheiten** (bspw. in Form von Bandbreiten) aufzuzeigen.

b) Standardisiertes Vorgehen zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden gemäss Bünger/Matthey (2018)

Das Deutsche Umweltbundesamt (UBA) definiert in der Methodenkonvention (Bünger/Matthey (2018)) ein standardisiertes Vorgehen zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden in sieben Schritten (vgl. nachfolgende Abbildung-A-4). Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden baut wie bei Bakkes/Bräuer et al. (2006) auf den Erkenntnissen zu Ursache-Wirkungs-Beziehungen und der Darstellung der mit den Umwelteinwirkungen verbundenen

¹⁰³ Bünger/Matthey (2018), Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, S. 42.

negativen Folgen (Nutzenbeeinträchtigungen) auf. Die Schritte vom physischen Wirkungspfad bis zur ökonomischen Bewertung sind aber in Büniger/Matthey (2018) klarer dargestellt und strukturiert.

Abbildung-A-4 Bewertungsschritte gemäss Büniger/Matthey (2018)

Bewertungsschritte													
1	Beschreibung der Zielsetzung												
2	Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen bzgl. <ul style="list-style-type: none"> ➤ Verursacher /Aktivitäten ➤ Umwelteinwirkungen ➤ zu analysierende Schadensarten, Umweltauswirkungen auf Schutzgüter ➤ regionale, zeitliche, projektbezogene Systemgrenzen etc. 												
	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="width: 50%;"><i>Physischer Wirkungspfad</i></th> <th style="width: 50%;"><i>Monetäre Bewertung</i></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen</td> <td style="background-color: #cccccc;"></td> </tr> <tr> <td>4 Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (Wirkungsabschätzung)</td> <td style="background-color: #cccccc;"></td> </tr> <tr> <td colspan="2">5 Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien</td> </tr> <tr> <td style="background-color: #cccccc;"></td> <td>Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen</td> </tr> <tr> <td colspan="2">7 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung</td> </tr> </tbody> </table>	<i>Physischer Wirkungspfad</i>	<i>Monetäre Bewertung</i>	3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen		4 Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (Wirkungsabschätzung)		5 Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien			Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen	7 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung	
<i>Physischer Wirkungspfad</i>	<i>Monetäre Bewertung</i>												
3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen													
4 Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (Wirkungsabschätzung)													
5 Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien													
	Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen												
7 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung													
3	Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen												
4	Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (Wirkungsabschätzung)												
5	Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien												
6	Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen												
7	Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung												

Quelle: Büniger/Matthey (2018), Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, S. 46.

Fazit EcoPlan: Die Vorgehensschritte für die Durchführung von Cost-of-Inaction-Studien unterscheiden sich zwischen den einzelnen Studien nicht wesentlich, werden aber in den einzelnen Studien unterschiedlich dargestellt bzw. strukturiert. Für ein standardisiertes Vorgehen zur Durchführung einer Cost-of-Inaction-Studie kann auf dem Vorgehen gemäss Bakkes/Bräuer et al. (2006) aufgebaut werden und mit den Schritten vom physischen Wirkungspfad bis zur ökonomischen Bewertung gemäss Büniger/Matthey (2018) differenziert bzw. präzisiert werden.

2. Methoden zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden

TEEB (DE)¹⁰⁴ geben ein breites Spektrum an Methoden zur Bewertung von Ökosystemleistungen ab. Die folgende Abbildung-A-5 und die dazugehörigen Erläuterungen lehnen an diesen Methoden an, lösen sich aber von der spezifischen Bewertung von Ökosystemleistungen und versuchen, allgemeingültige Bewertungsmethoden für Umweltgüter und -leistungen aufzuzeigen, um Kosten des Nichthandelns im Umweltbereich zu erfassen. Des Weiteren wurden Ergänzungen zu weitergehenden Methoden aus OECD (2018a)¹⁰⁵ berücksichtigt.

Abbildung-A-5 Übersicht über die Methodiken zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden

Sekundäranalyse	
Analogieschlüsse	Analogieschlüsse und Adaptierung von spezifischen (Kosten-)Kennwerte aus bereits vorliegenden Studien
Marktanalyse	
Preisbasierte Methoden	Direkte Marktpreise
	Ersatz-, Wiederherstellungs-, Reparaturkosten
Kostenbasierte Methoden	Vermeidungskosten
	Opportunitätskosten
Input-Output-Analysen / Allgemeine Gleichgewichtsmodelle	Produktionsfunktionsansatz
	Nettofaktoreinkommen
Präferenzanalyse	
Revealed Preferences ¹⁰⁶ (Methoden der offenbarten Präferenz)	Hedonischer Preisansatz
	Reisekostenmethode
	Kosten von Ersatzhandlungen
Stated Preferences (Methoden der geäußerten Präferenz)	Kontingente Bewertungsmethode
	Choice-Experimente
Subjective Well-being Valuation	Bewertung des subjektiven Wohlbefindens
	Fokusgruppen
Deliberative Ansätze	Bürgerforum (Citizens' Jury)
	Marktstandmethode (Market Stall)

Quelle: In Anlehnung an Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016), Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 64-69, ergänzt um Methoden von OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use.

¹⁰⁴ Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016), Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 64ff.

¹⁰⁵ OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use.

¹⁰⁶ Eine weitere Methodik der offenbarten Präferenz, welche nicht in den oben zitierten Quellen aufgeführt wird, ist die Auswertung politischer Entscheidungen. In Ländern wie der Schweiz mit direktdemokratischen Instrumenten wie Volksabstimmungen oder Referenden können Schlüsse auf die Bewertung oder Präferenz für öffentlicher

a) Sekundäranalyse

Oft fehlt es den staatlichen Stellen an Budget, Kompetenzen und Kapazitäten, um eine Originalstudie entwerfen und umsetzen zu können. Deshalb werden im Rahmen einer Sekundäranalyse häufig **Analogieschlüsse**¹⁰⁷ aus früheren Studien gezogen, um eine umfassende Datengrundlage zur Schätzung und Prognose von Umweltkosten zu erhalten. Typischerweise entsteht dabei ein Zielkonflikt zwischen Einfachheit und Genauigkeit der Datenübertragung ins eigene Forschungsprojekt. Bewertungsdatenbanken wie z. B. EVRI oder «Look-Up»-Tabellen, welche Durchschnittswerte und -bereiche für Umweltgüter und -dienstleistungen ausweisen können bei der Datenbeschaffung helfen.¹⁰⁸ Weitere Datenbanken sind ValueBase Swe, EnValue database New South Wales, Review of Externality Data (RED), und New Zealand Non-Market Valuation Database.¹⁰⁹ Aktuelle Kostensätze für Deutschland zu Treibhausgasemissionen, Luftschadstoffen und spezifische Umweltkosten der Strom- und Wärmeerzeugung sowie des Personen und Güterverkehrs liefert Büniger/Matthey (2018).

Bei der Verwendung von Analogieschlüssen ist zu beachten, dass die Übertragung nicht zuverlässiger als die ursprüngliche Schätzung sein kann. Da es wenige qualitativ hochwertige, aktuelle Originalstudien für viele Arten von Nicht-Marktwerten gibt, und weil auch gute Studien typischerweise nicht für Transferanwendungen konzipiert wurden, ist Vorsicht geboten.¹¹⁰

Daten zur Zahlungsbereitschaft können auf drei Arten übertragen werden, welche von zunehmender Genauigkeit sind: Einfache (oder naive) Analogieschlüsse (1), Analogieschlüsse mit Anpassung (2) und Analogieschlüsse mithilfe einer Übertragungsfunktion (3).

- Einfache (oder naive) Analogieschlüsse: Datenwerte werden unangepasst von der Sekundärquelle übernommen. Problematisch ist hier, dass wichtige Unterschiede¹¹¹ zwischen dem Studienort der Sekundärquelle und der aktuellen Studie vernachlässigt werden.
- Analogieschlüsse mit Anpassung: Die Zahlungsbereitschaft wird durch das Pro-Kopf-Einkommen der jeweiligen Standorte angepasst.
- Analogieschlüsse mithilfe einer Übertragungsfunktion: Neben dem Pro-Kopf-Einkommen werden weitere Unterschiede zwischen den Studiensettings berücksichtigt.¹¹²

Je nach Verwendung der Daten sind die Anforderungen an Einfachheit und Genauigkeit unterschiedlich. Um Wissen zu gewinnen oder fürs Screening und Scoping müssen die Daten

Umweltgüter anhand des Wahlverhaltens gezogen werden. Vgl. z. B. Deacon / Schläpfer (2010), *The Spatial Range of Public Goods Revealed Through Referendum Voting*, S. 305-328 oder Bornstein / Thalmann (2008), "I pay enough taxes already!" *Applying economic voting models to environmental referendums*, 1336-1355.

¹⁰⁷ In der englischen Literatur wird oft von «Value transfer» oder «Benefit transfer» gesprochen.

¹⁰⁸ OECD (2018a), *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*, S. 157.

¹⁰⁹ Bakkes/Bräuer et al. (2006), *Cost of Policy Inaction*, S. 44.

¹¹⁰ OECD (2018a), *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*, S. 160.

¹¹¹ Z. B. sozioökonomische und demographische Merkmale der relevanten Bevölkerungsgruppen, physische Merkmale des Standortes, Marktbedingungen, Zeitpunkt der Studie.

¹¹² OECD (2018a), *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*, S. 161ff.

weniger präzise sein als für Policy-Entscheidungen oder für die Festlegung von Schadenersatzzahlungen.¹¹³

b) Marktanalyse

Umweltschädigung kann einen direkten Einfluss auf Marktgüter haben, z. B. Ernteausfälle durch längere Dürreperioden oder extremer Wetterereignisse, oder weniger Fischfänge durch Meeresverschmutzung. Schäden an Marktgütern können direkt anhand ihres **Marktpreises** geschätzt werden. Je knapper ein Gut wird, desto teurer wird es. Bei der Bewertung mithilfe von Marktpreisen ist Vorsicht geboten: Marktpreise können durch Steuern, Subventionen und wettbewerbswidriges Verhalten verzerrt sein.¹¹⁴

Zu den **kostenbasierten Methoden** der Marktanalyse zählen Ersatz-, Wiederherstellung-, Reparatur-, Vermeidungs- und Opportunitätskosten. Bei den **Ersatzkosten** handelt es sich um Kosten, welche aufgebracht werden müssen, um ein Umweltgut oder -leistung zu ersetzen. Dazu fließt der Marktpreis des Substituts oder des Äquivalents in die Bewertung ein. Ein Beispiel dazu sind die Kosten von Aquakulturanlagen als Massstab für den Habitat-Wert eines natürlichen Gewässerökosystems zur Fischproduktion. Die **Vermeidungskosten** stehen in keinem unmittelbaren Bezug zu den Umweltschäden, sondern umfassen Kosten, die bei der Vermeidung oder Verringerung der den Umweltschaden verursachenden Aktivität ansetzen (z. B. Emissionsvermeidungskosten). Vermeidungskosten als Indikator für die Bewertung von Umweltschäden werden dann herangezogen, wenn unzureichende Kenntnisse über die Umweltauswirkungen und die daraus resultierenden Schäden bestehen. **Opportunitätskosten** zeigen potenzielle zukünftige entgangene Nutzen auf, die sich aufgrund der Umweltschäden ergeben. Als Beispiel können entgangene Einnahmen, wenn aus einem Naturschutzgebiet kein Skigebiet gemacht wird, dienen.

Beim **Produktionsfunktionsansatz** wird angenommen, dass ein Umweltgut oder eine Umweltleistung als Inputfaktor für die Produktion eines Marktgutes (Outputs) dient, welches einen bestimmten Nutzen bietet. Ändert sich die Qualität oder die verfügbare Quantität eines Umweltgutes oder einer Umweltleistung, ändern sich die Produktionskosten des Marktgutes. Dies hat wiederum einen Effekt auf das Angebot und den Preis des Marktgutes. Die Änderung des Umweltgutes kann auch andere Inputfaktoren beeinflussen, z. B. Löhne und Zinsen. So ändert sich sowohl die Konsumenten- als auch die Produzentenrente. Die Veränderung dieser Renten gibt eine Schätzung des Wertes des Umweltgutes –bzw. der Umweltleistung als Inputfaktor ab. Wenn beispielsweise infolge eines Bienensterbens Ertragsverluste in der Landwirtschaft anfallen, kann dieser Verlust auf die Bestäubungsleistung von Bienen umgemünzt werden.¹¹⁵ Beim **Nettofaktoreinkommen** wird berechnet, wie sich das gesamte

¹¹³ Brookshire (1992), Issues regarding benefits transfer.

¹¹⁴ Vgl. neben Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 315.

¹¹⁵ Vgl. neben Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): National Research Council (2005), Valuing ecosystem services: toward better environmental decision-making, S. 113.

Einkommen aller Faktoren (Kapital, Arbeit, Boden) durch eine Veränderung des Umweltgutes bzw. der Umweltleistung verändert (verringertes Nettoerlös bei Wasserkraftwerken aufgrund eines geringeren, klimawandelinduzierten Wasserdargebots).

c) Präferenzanalyse

Einige Umweltgüter und -leistungen sind schwer mithilfe von Marktpreisen direkt oder indirekt zu bewerten. Um diese Umweltgüter und -leistungen trotzdem quantifizieren oder monetarisieren zu können, eignen sich die Präferenzanalyse mit Methoden der offenbarten und geäußerten Präferenzen sowie die Erhebung von Kosten für Ersatzhandlungen.

Oft können Werte, welche die Öffentlichkeit Umweltgütern und -leistungen beimisst, nicht anhand von Marktinformationen wie Preis- oder Konsumniveau beobachtet werden. Diverse Methoden wurden deshalb entwickelt, welche den Wert von Nicht-Marktgütern ermitteln. Dieser Abschnitt der Präferenzanalyse stellt solche Methoden vor.¹¹⁶

Methoden der **offenbarten Präferenz** bewerten Nicht-Marktwirkungen durch Beobachtung des tatsächlichen Verhaltens und insbesondere der Käufe auf Märkten. Dabei liegt der Fokus auf Nutzungswerten.¹¹⁷ Boyle (2003) haben einen Überblick zu Methoden der offenbarten Präferenzen erstellt.¹¹⁸

Abbildung-A-6 Offenbarte Präferenzen (revealed preferences) Methoden

Methoden	Offenbartes Verhalten	Rahmenkonzept	Verwendungsformen
Hedonischer Preisansatz	Gekaufte Immobilien / Arbeitsplatzwahl	Nachfrage nach differenzierten Produkten	Umweltqualität; Gesundheits- und Mortalitätsrisiken
Reisekosten- /Freizeitnachfragemethode	Teilnahme an Freizeitaktivitäten an ausgewähltem Standort	Haushaltsproduktion; Komplementärgüter	Freizeitnachfrage
Kosten von Ersatzhandlungen	Zeitkosten; Käufe um Schaden zu vermeiden	Haushaltsproduktion; Substitutionsgüter	Gesundheit: Mortalität und Erkrankungshäufigkeit

Quelle: Übersetzte Tabelle von OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 56, in Anlehnung an Boyle (2003), Introduction to revealed preference methods, S. 261.

Beim **Hedonischen Preisansatz** werden Preisdifferenzen zwischen Marktgütern in Abhängigkeit von Umwelteinflüssen betrachtet. Preise von Marktgütern sind typischerweise von mehreren Eigenschaften abhängig. Wird der Preis eines Marktgutes durch eine Umweltleistung mitbestimmt, kann die Zahlungsbereitschaft für die Umweltleistung indirekt aus

¹¹⁶ OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 56.

¹¹⁷ OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 57.

¹¹⁸ Boyle (2003), Introduction to revealed preference methods, S. 259-267.

dem Preis des Marktgutes ermittelt werden.¹¹⁹ Der Immobilien¹²⁰- und Arbeitsmarkt¹²¹ eignen sich im Besonderen für die Bewertung von Umweltleistungen ohne Marktwert.¹²²

Die **Reisekostenmethode** berücksichtigt Reisekosten, welche anfallen, um ein bestimmtes Naturerlebnis zu erfahren. Häufigkeit, Intention und Kosten werden mithilfe einer Umfrage erfasst. Wenn zum Beispiel der Erholungs- und Erlebniswert eines Nationalparks ermittelt werden will, können Fahrtkosten, Eintrittsgelder, Opportunitätskosten oder Kosten des Aufenthalts als Massstab dienen. Dabei wird stets angenommen, dass die Kosten dem Nutzen eines Naturerlebnisses entsprechen. Oft werden mehrere Standorte gleichzeitig betrachtet. Standardmässig werden dabei «Random Utility»-Modelle (RUM) verwendet.¹²³

Bei der Messung von **Kosten von Ersatzhandlungen** wird berücksichtigt, dass Haushalte und Individuen teurere Ersatzhandlungen wählen, um Schäden oder Unannehmlichkeiten zu umgehen. Ein Beispiel dafür ist das Anbringen von doppelt verglastem Fenster, um die Belastung durch den Strassenverkehrslärm zu verringern. Die Doppelverglasung steht für den Ersatz des Nicht-Marktgutes Stille im Sinne von fehlendem Strassenverkehrslärm. Sinkt der Lärmpegel aus anderen Gründen, z. B. mit der Einführung verkehrsarmer Siedlungen, geben die Haushalte weniger für Abwehrmassnahmen aus.¹²⁴

Im Gegensatz zu Methoden der offenbarten Präferenz wird bei Methoden der **geäusserten Präferenzen** das Verhalten von Haushalten und Individuen nicht indirekt beobachtet, sondern direkt nach den Präferenzen gefragt. Bei der **Kontingenten Bewertungsmethode** wird der Nutzen aus Umweltleistungen erfasst, indem hypothetische Märkte geschaffen werden und daraus stichprobenbasiert die Zahlungsbereitschaft erhoben wird. Den Befragten wird zuerst der entscheidungsrelevante Sachverhalt der sich ändernden Umweltleistung gezeigt. Danach ist eine Zahlungsbereitschaft oder alternativ eine Entschädigungszahlung für diese Veränderung zu nennen. Z. B. werden die Befragten befragt, wie viel sie in einen Fonds einzahlen würden, um den Erhalt einer bedrohten Tierart sicherzustellen. Diese Zahlungsbereitschaft dient anschliessend als Wertmassstab für den Nutzen, den die Befragten aus der Existenz dieser Tierart ziehen. Die Kontingente Bewertungsmethode ist äusserst vielseitig einsetzbar, da Zahlungsbereitschaften lediglich hypothetisch abgefragt werden. So können (fast alle) Nichtmarktgüter, Nutzungs- und Nichtnutzungswerte sowie vergangene und zukünftige Änderungen abgefragt werden. Zur Bewertung sind Hicks'sche

¹¹⁹ Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016), Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 66.

¹²⁰ Z. B. Bewertung von Wasserqualität, Distanz zu Nationalparks, Grünflächen.

¹²¹ Z. B. Sterberisiko, Unfallrisiko.

¹²² Vgl. Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016), Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 66, und OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 57-66.

¹²³ Vgl. Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 66, und OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 66-72.

¹²⁴ OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 72-77.

Wohlfahrtswertmassstäbe herbeizuziehen: Kompensierende Variation¹²⁵ und äquivalente Variation.^{126, 127}

Sind verschiedene Umwelleistungen von einer Veränderung betroffen, bieten sich **Choice Experimente** an. In Diskreten **Choice Experimenten** werden den Befragten verschiedene Szenarien als Alternative zum Status quo gezeigt. In diesen Szenarien wird eine Auswahl an Umwelleistungen in unterschiedlichen Ausprägungen angeboten. Mehrmals wählen die Befragten dafür aus verschiedenen Sets an Szenarien den jeweils nutzenmaximalen Umweltzustand aus. Mithilfe von statistischen Analyseverfahren kann schliesslich aus dem Entscheidungsverhalten die Zahlungsbereitschaften der einzelnen Ökosystemleistungen ermittelt werden.¹²⁸

Die **Bewertung des subjektiven Wohlbefindens** (SWB) ist eine neu entwickelte Methode für die Bewertung von Nicht-Marktgütern. Sie unterscheidet sich von den anderen Methoden, indem ihre Werte darauf basieren, wie sich Nicht-Marktgüter – in Selbsteinschätzung der Befragten – auf das Wohlbefinden auswirken. Die Werte basieren so auf erfahretem Nutzen und nicht auf einem Entscheidungsnutzen.¹²⁹ Welsch (2003) setzte beispielsweise Luftverschmutzung aufgrund von Blei und Stickstoffdioxid von verschiedenen Ländern in Zusammenhang mit Lebenszufriedenheit (subjektives Wohlbefinden) und monetarisierte die Zufriedenheitsgewinne und -einbussen aufgrund der Luftqualität.¹³⁰

Nicht-Marktgüter können des Weiteren mit **deliberativen Ansätzen** bewertet werden. In **Fokusgruppen** diskutieren Teilnehmer zu einem bestimmten Thema. Umweltveränderungen können so mit betroffenen Bürgern und Stakeholdergruppen qualitativ bewertet werden. Durch die Interaktion und das Feedback in der Gruppe werden typischerweise mehr Aspekte besprochen, als bei persönlichen Einzelinterviews.¹³¹

Mit **Bürgerforen (Citizens' Juries)** wird die allgemeine Öffentlichkeit in Entscheidungsprozesse eingebunden. Der zufällig ausgewählten Gruppe wird eine Umweltveränderung vorgeschlagen. Die Gruppe hat diese Umweltveränderung dann zu begutachten indem sie Expertenmeinungen erörtert und über Kosten und Nutzen der

¹²⁵ Zahlungsbereitschaft, um eine positive Veränderung zu sichern sowie Bereitschaft eine Kompensation zu erhalten, um mit einer negativen Änderung klar zu kommen.

¹²⁶ Bereitschaft Kompensation zu erhalten, um auf eine positive Änderung zu verzichten sowie Zahlungsbereitschaft einer negativen Veränderung auszuweichen.

¹²⁷ Vgl. Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 66, und OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 85-117.

¹²⁸ Vgl. Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 67, und OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 129-150.

¹²⁹ OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 173-189.

¹³⁰ Welsch (2003), Environment and Happiness: Valuation of Air Pollution in Ten European Countries.

¹³¹ Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 67.

Veränderung urteilt. Im Diskurs können qualitativ Bedürfnisse und Präferenzen erfasst werden.¹³²

Bei der **Marktstandmethode (Market Stall)** wird die Angebots-Nachfrage-Situation eines Wochenmarktes nachgebildet. Der Kunde kann sich in Ruhe das Angebot anschauen und sich direkt beim Verkäufer über das Produkt informieren und Rückfragen stellen. Ausserdem ist ein Austausch mit anderen Marktbesuchern möglich. Es wird eine transparente Marktsituation simuliert, welche Informationsdefizite abbaut und das Bilden von überlegten Präferenzen erlaubt. Die Marktstandmethode ist eine Kombination von Methoden der geäußerten Präferenz und Gruppendiskussionen. Bei der Bewertung einer Umweltveränderung läuft die Marktstandmethode wie folgt ab. Zuerst wird den 10 bis 15 Teilnehmern die Umweltveränderung mit ihren Problemzusammenhängen – bezüglich Kosten, Nutzen und Folgen der Massnahme – von einem Experten vorgestellt. Ausserdem klärt der Experte allfällige Rückfragen. Danach wird unter der Leitung eines Moderators der Sachverhalt zwischen den Teilnehmern diskutiert. Danach gibt jeder Teilnehmer seine Zahlungsbereitschaft anonym in einem Fragebogen an. Einige Tage später werden die Teilnehmer noch einmal kontaktiert, um eine erneute Zahlungsbereitschaft zu erhalten. Diese sog. «überdachte» Angabe dient schliesslich als Basis für die Bewertung der Umweltveränderung. Mit der «überdachten» Angabe kann der Annahme nachgekommen werden, dass sich Präferenzen erst bilden und festigen müssen und nicht gleich vorhanden sind. Für Nicht-Marktgüter wie öffentliche Güter ist dies im Besonderen sinnvoll, da man deren Nutzen im Alltag i. d. R. nicht bewusst wahrnimmt.¹³³

Fazit EcoPlan: «Massstab für die Bewertung von Umweltschäden sind die Präferenzen derjenigen, die von den Umweltschäden (potenziell) betroffen sind und Nutzeneinbussen erleiden. Will man Umweltschadenskosten bewerten, spielen also die individuellen Wertschätzungen (Präferenzen) die zentrale Rolle.»¹³⁴. Diese anthropozentrische Definition, wie die Umweltschäden zu messen sind, wird von allen COI-Studien und Methodenpapieren explizit oder implizit unterstellt.¹³⁵

Für die Bewertung von Umweltschäden liegen verschiedenste Methoden vor. Konzeptionell liegen die Schwierigkeiten weniger bei der ökonomischen Bewertung, sondern bei den fehlenden Kenntnissen in Bezug auf die Ursache-Wirkungs- und Dosis-Wirkungsbeziehungen – also am physischen Wirkungspfad. Die grosse Methodenvielfalt zur ökonomischen Bewertung ist die Folge von vielen unterschiedlichen zu bewertenden Wirkungen mit

¹³² Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 68.

¹³³ Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 68.

¹³⁴ Bünger/Matthey (2018), Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, S. 1-62.

¹³⁵ In dieser anthropozentrischen Definition sind auch nutzungsunabhängige Werte wie Existenzwert, Vermächtniswert oder altruistische Werte subsummiert, da diese ebenfalls durch die individuellen Präferenzen bestimmt sind.

unterschiedlichster Datenlage. Nur dank einer Vielzahl unterschiedlichster Methoden gelingt es, die Umweltschäden in unterschiedlichsten Bereichen ökonomisch zu bewerten. Diesem Vorteil einer grossen Methodenvielfalt steht aber auch ein gewichtiger Nachteil gegenüber: Die Resultate von berechneten Umweltschäden unterscheiden sich je nach angewandter Methodik. Dies nicht nur, weil die verschiedenen Methoden nicht alle dieselben Kosten- bzw. Nutzenaspekte bewerten, sondern auch weil, verschiedene Methode, welche genau dieselben Nutzenaspekte im exakt selben Untersuchungsrahmen zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Beispielsweise ergeben sich höhere Zahlungsbereitschaften mit dem Willingness-to-accept-Ansatz als mit dem Willingness-to-pay-Ansatz.¹³⁶

3. Umgang mit Irreversibilität

Gewisse Umweltgüter können nach einer Degradierung nicht mehr in den ursprünglichen Zustand zurückversetzt werden. So ist beispielsweise das Aussterben von Arten unumkehrbar. OECD (2018a) bemerken, dass sich diese Irreversibilität in den Cost of Inaction zu widerspiegeln hat.

Bünger/Matthey (2018) bezeichnen Umweltschäden als irreversibel, wenn in den für den Menschen relevanten Planungszeiträumen (150 Jahre):

- kein Ausgleich durch natürliche Regenerationsprozesse erfolgt und
- die Umweltschäden durch anthropogen-technischen Ressourceneinsatz nicht rückgängig gemacht werden können.

Die ökonomische Bewertung irreversibler Umweltschäden sind gemäss Bünger/Matthey (2018) nach folgenden Konstellationen zu unterscheiden:¹³⁷

- Handelt es sich um irreversible Schäden, über deren Folgewirkungen man heute noch keine Aussagen treffen kann (z. B. Verlust einer Art), so sind – wenn möglich – Schadensszenarien mit ihren Folgewirkungen zu beschreiben. Diese Folgen können monetär bewertet werden und in ihrer Bandbreite – entsprechend den vorliegenden Szenarien – angegeben werden. Fehlen verwertbare Szenarienanalysen, bleibt nur die Möglichkeit einer qualitativen Beschreibung der möglichen irreversiblen Schäden.
- Irreversible Schäden sind mit den Ersatzkosten zu bewerten, soweit Funktionsverluste durch produzierte Güter ersetzbar sind und dieser Ersatz akzeptabel ist.

¹³⁶ Vgl. OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, S. 109ff.

¹³⁷ Bünger/Matthey (2018) nennt noch eine dritte Konstellation irreversiblen Schäden, gegen deren Monetarisierung aus ethischen Gründen Bedenken vorgebracht werden (Todesfälle, Verlust an Lebenszeit). Bünger/Matthey (2018) plädiert dafür, die Zahlungsbereitschaften für marginale Änderungen der Sterbe- oder Erkrankungswahrscheinlichkeit sowie Folgekosten sind bei der Ermittlung von Umweltkosten einzubeziehen.

Fazit Ecoplan: Die Bewertung irreversibler Umweltschäden wird in der Regel qualitativ vorgenommen, da vielfach die Folgewirkungen von irreversiblen Umweltschäden heute noch nicht bekannt sind. Ein gangbarer Weg zur Monetarisierung irreversibler Umweltschäden liegt darin, dass verschiedene Schadensszenarien, beispielsweise auf Basis von Experteneinschätzungen, konstruiert werden und die Folgewirkungen grob abgeschätzt werden. Wertvolle Einsichten lassen sich vor allem dann gewinnen, wenn die ganze Bandbreite der möglichen Schadensszenarien eingeschätzt werden kann. Damit kann zumindest die Unsicherheit von irreversiblen Umweltschäden erfasst werden (vgl. nachfolgendes Kapitel).

4. Umgang mit Unsicherheit und Risiken

Die Bewertung von zukünftigen Kosten aufgrund von Umweltzerstörung ist schwierig und mit zahlreichen Unsicherheiten verbunden. Diese Unsicherheit ist sowohl bei der Bewertung der Kosten, als auch bei der Kommunikation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Unsicherheit in Bezug auf das Schadensausmass – Bandbreiten aufzeigen

Auch wenn nur ein relevantes Schadensszenario (also eine Baseline der Entwicklung der Umweltschäden) zu bewerten ist und das Eintreten dieses Schadensszenarios als sicher gilt, ergeben sich laut OECD (2008a) mindestens drei Quellen der Unsicherheit bei der modellgestützten Bewertung von Cost of Inaction:

- Unsicherheit bei den Modellparametern: Modellparameter definieren Wirkungsbeziehungen zwischen verschiedenen Teilen der Umwelt oder Wirtschaft. Diese Modellparameter stammen aus empirischen Quellen und sind somit mit statistischer Unsicherheit behaftet.
- Unsicherheit in der Modellstruktur: Ein Modell ist ein vereinfachtes Abbild der Wirklichkeit. Durch die Vereinfachung entsteht Unsicherheit. Ist das zugrundeliegende Modell einer Analyse falsch, so sind dessen Resultate ebenfalls falsch.
- Unsicherheit in den Treibern: Es besteht Unsicherheit, wie sich die Treiber der Umweltschäden entwickeln.

Weiter ist zu beachten, dass bei Cost-of-Inaction-Bewertungen die Tendenz besteht, dass bestimmte Kosten aufgrund von Unsicherheiten nicht in die Bewertung einfließen und die Cost of Inaction so unterschätzt werden. Im Besonderen ist die technologische Entwicklung schwierig vorherzusehen, welche massgeblich Einfluss auf Cost of Inaction sowie Cost of Action hat.¹³⁸

Bei Unsicherheiten im Schadensausmass kann mit Bandbreiten aufgezeigt werden, in welcher Grössenordnung sich der Umweltschaden bemessen kann. Viele Cost-of-Inaction-Studien zeigen Bandbreiten auf und zeigen damit das Ausmass der Unsicherheit. Insbesondere

¹³⁸ OECD (2008a), Cost of Policy Inaction. In: OECD Environmental Outlook to 2030, S. 125.

erlauben Bandbreiten auch das Aufzeigen von maximal denkbaren Schäden, ohne dass die Glaubwürdigkeit der Studie untergraben wird. Die Bandbreiten können beispielsweise mit Sensitivitätsanalysen oder Monte Carlo Simulationen bestimmt werden.¹³⁹

Bewertung des Risikos bei Risikoneutralität

Ist nicht klar, ob oder wie oft der Schaden überhaupt eintritt (bspw. ein Hochwasser), so sind Eintretenswahrscheinlichkeiten zu schätzen (bspw. aus historischen Beobachtungsdaten). Je nach Art des Schadens und der Güte der Beobachtungsdaten ergeben sich für die Eintrittswahrscheinlichkeiten engere Bandbreiten (bspw. Hochwasser) oder sehr grosse Bandbreiten (bspw. Atomkraftunfall). Liegen verschiedene Schadensszenarien vor, so haben diese in der Regel unterschiedliche Eintretenswahrscheinlichkeiten, welche aber in der Regel mit einer gewissen Unsicherheit versehen sind.

Der Umweltschaden aus einem Schaden, der bei einer gewissen Eintrittswahrscheinlichkeit auftritt, entspricht dem Erwartungswert des Schadens. Der Erwartungswert des Schadens berechnet sich durch Multiplikation der Schadenshöhe mit der Eintrittswahrscheinlichkeit. Sind das Schadensausmass wie auch die Eintrittswahrscheinlichkeiten verlässlich abschätzbar, so kann auf diese Weise das «kalkulierbare Risiko» abgeschätzt werden.¹⁴⁰

Bewertung des Risikos bei Risikoaversion

Gemäss Büniger/Matthey (2018) gibt es jedoch «Fälle, in denen die Bewertung der Risiken auf Grundlage der Erwartungswerte zu kurz greift. Erstens trifft dies für Risiken zu, für die in der Bevölkerung eine Risikoaversion besteht. Dies bedeutet, dass die Menschen bereit sind, mehr Ressourcen zur Vermeidung des Risikos zu investieren als sich dies in der Höhe des Erwartungswertes des Schadens widerspiegelt. Risikoaversion ist besonders ausgeprägt bei der Beurteilung so genannter Katastrophenrisiken.»¹⁴¹ Bei Vorliegen einer Risikoaversion wird empfohlen:

- den Erwartungswert des Schadens als Untergrenze in die Bewertung aufzunehmen und darauf hinzuweisen, dass die Risikoaversion nicht berücksichtigt ist.
- Weiter sind Sensitivitätsrechnungen unter Berücksichtigung eines oder mehrerer Risikoaversionsfaktoren durchzuführen. Durch Multiplikation des Erwartungswertes mit dem Aversionsfaktor (>1) erhält man einen um die Risikoaversion korrigierten Wert. Für die Wahl des Aversionsfaktors wird auf das Schweizer Projekt Katarisk (2002)¹⁴² referenziert.

¹³⁹ OECD (2018a), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use. Paris, S.231.

¹⁴⁰ Vgl. dazu Büniger/Matthey (2018), Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, S. 21f.

¹⁴¹ Büniger/Matthey (2018), Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, S. 22.

¹⁴² BABS (2002), Katarisk – Katastrophen und Notlagen in der Schweiz. Eine Risikobeurteilung aus der Sicht des Bevölkerungsschutzes.

Für Katastrophenrisiken empfiehlt die Büniger/Matthey (2018) einen Aversionsfaktor von 100 einzusetzen.¹⁴³

Eine besondere Ausprägung einer Risikosituation sind «Kippeffekte», also Situationen, in denen aufgrund einer geringen Zusatzbelastung plötzlich ein grosser, allenfalls irreversibler Schaden eintritt. In der Regel bestehen zu wenig Informationen, um solche Kippeffekte adäquat einzubeziehen. Es ist jedoch nach Möglichkeit auf die entsprechende Gefahr eines solchen «Kippeffekts» mit potenziell katastrophalen Auswirkungen hinzuweisen.

Fazit EcoPlan: Es besteht ein breiter Konsens, dass die Unsicherheiten in der Bewertung von Cost of Inaction mittels Bandbreiten aufzuzeigen sind. Mit den Bandbreiten werden nicht nur die objektiven Unsicherheiten greifbar gemacht, sondern auch die Glaubwürdigkeit der Studie gestärkt. Weiter erlauben es die Bandbreiten auch, maximale Schadensszenarien in die Bewertung aufzunehmen. Risikoaversion und Katastrophenrisiken werden in den meisten COI-Studien nicht oder nur qualitativ adressiert. In Bezug auf die ökonomische Bewertung der Risikoaversion und der Katastrophenrisiken zeichnet sich noch keine Konsenslösung ab.

5. Umgang mit Diskontierung

Um Zeitpräferenzen und zukünftige Generationen zu berücksichtigen, können Kosten und Nutzen der Zukunft auf den Gegenwartswert diskontiert werden. Drei Fragen können im Zusammenhang mit der Diskontierung von Ökosystemleistungen gestellt werden:

- Soll die zu bewertende Ökosystemleistung diskontiert werden?
- Wenn ja, welche Diskontfunktion bildet die Präferenzen zukünftiger Generationen am besten ab?
- Welche Diskontrate ist geeignet?¹⁴⁴

Gowdy (2010) befasste sich umfassend mit der Frage nach der richtigen Diskontierung von Ökosystemleistungen. Schlussfolgernd stellte er sieben Kernaussagen zusammen, welche bei der Beantwortung der obigen Fragen helfen können.

- Bei der Wahl der Diskontrate sollten nicht nur wirtschaftliche, sondern auch ethische Grundsätze, welche Wohlergehen und Lebenschancen zukünftiger Generationen adressieren, berücksichtigt werden.
- Abhängig vom Zeitraum, Unsicherheitsgrad und Umfang der Studie, sollten verschiedene Diskontraten gewählt werden. Dabei sind auch negative oder Diskontraten von null Prozent möglich.

¹⁴³ Büniger/Matthey (2018), Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, S. 34.

¹⁴⁴ Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016), Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, S. 55.

- Werden hohe Diskontraten auf spezifische Fälle angewandt, führt dies zu einer langfristigen Verschlechterung von Ökosystemleistungen, da Ökosystemleistungen der Zukunft weniger Wert beigemessen werden.
- Werden hingegen tiefe Diskontraten auf die Gesamtwirtschaft angewandt, fördert dies Investitionen und Wachstum, was sich negativ auf die Umwelt auswirkt.
- Der Diskontsatz sollte vom Standard und der Lebensqualität der zukünftigen Generationen abhängig sein. Dabei muss entschieden werden, ob das Einkommen, das subjektive Wohlbefinden oder Annahmen zu Grundbedürfnissen massgebend dafür sind, wie die zukünftige Bevölkerung aufgestellt ist.
- Ein kritischer Faktor des Diskontierens ist die Bedeutung von Umweltauswirkungen auf das BIP-Wachstum. Zu berücksichtigen ist, ob die heutige Generation allenfalls Kapital verbraucht, welches eigentlich an zukünftige Generationen weitergegeben werden sollte.
- Reiche und Arme sind unterschiedlich stark auf Ökosystemleistungen angewiesen. Des Weiteren tragen sie unterschiedliche Verantwortung für deren Schutz.¹⁴⁵

Bünger/Matthey (2018) halten fest, dass sich die Höhe der Diskontrate bei gesamtwirtschaftlichen Bewertungen wissenschaftlich nicht begründen lässt, da die Wahl der sozialen Diskontrate implizit mit Werturteilen verbunden ist. Die soziale Diskontrate berechnet sich gemäss der Ramsey-Regel wie folgt:

$$\text{Soziale Diskontrate} = \text{pure Zeitpräferenzrate} + \text{Wachstumsrate des Konsums} * \text{soziale Grenznutzenelastizität des Konsums}$$

Die Methodenkonvention der UBA empfiehlt die heute und zukünftig anfallenden Nutzen und Kosten gleich zu gewichten. Dies bedeutet, dass die so genannte «pure Zeitpräferenzrate» gleich Null gesetzt wird. Für den Standardfall wird angenommen, dass die Grenznutzenelastizität des Konsums gleich eins ist und dass das künftige wirtschaftliche Wachstum durchschnittlich 1 Prozent beträgt. Daraus ergibt sich eine soziale Diskontrate von 1 Prozent für Deutschland.

Gemäss OECD (2018a) verbreitet sich die hyperbolische Diskontierung (mit der Zeit abnehmende Diskontrate) immer mehr. Bei dieser Art von Diskontierung erhalten die langfristigen Auswirkungen ein stärkeres Gewicht. In Bezug auf die Bewertung von Umweltschäden dürfte aber das Konzept der dualen Diskontierung von grösserer Bedeutung sein. Bei der dualen Diskontierung werden Umweltschäden mit einer tieferen Diskontrate in die Bewertung einbezogen als andere Kostenkomponenten. Damit erhalten Umweltschäden mit langfristigen Auswirkungen ein höheres Gewicht in der Bewertung.

Fazit Ecoplan: Die soziale Diskontrate spielt eine grosse Rolle in der Bewertung der Cost of Inaction. Bei einer hohen sozialen Diskontrate spielen die weiter in der Zukunft anfallenden Umweltschäden keine grosse Rolle mehr in der Bewertung. Ein gewisser Konsens besteht

¹⁴⁵ Gowdy (2010), Discounting, Ethics and Options for Maintaining Biodiversity and Ecosystem Integrity, S. 3.

darin, dass längerfristige, generationenübergreifende Umweltschäden in der Bewertung der Cost of Inaction angemessen zu berücksichtigen sind. Dies kann durch die Wahl einer generell tiefen sozialen Diskontrate (bspw. 1% wie es die Methodenkonvention des UBA empfiehlt), einer mit der Zeitabnehmenden Diskontrate (gemäss OECD 2018a) oder einer dualen Diskontierung erreicht werden.

Quellenverzeichnis

- Aghion Philippe, Hepburn Cameron, Teytelboym Alexander, Zenghelis Dimitri (2014)
Path dependence, innovation and the economics of climate change. Studie im Auftrag der New Climate Economy, Global Commission on the Economy and Climate.
- Alberini Anna, Bigano Andrea, Post Jessica, Lanzi Elisa (2016)
Approaches and issues in valuing the costs of inaction of air pollution on human health. Studie im Auftrag der OECD. Paris Frankreich.
- Amann Markus, Bertok Imrich, Cofala Janusz, Gyarfás Frantisek et al. (2005)
Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE). Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Umwelt. Luxemburg.
- Andersen Mikael Skou, Clubb David Owin (2013)
Understanding and Accounting for Costs of Inaction. In: EEA European Environment Agency (Hrsg.): Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation. Kopenhagen Dänemark. S. 564-580.
- BABS Bundesamt für Bevölkerungsschutz (2002)
Katarisk. – Katastrophen und Notlagen in der Schweiz. Eine Risikobeurteilung aus der Sicht des Bevölkerungsschutzes. Bern.
- BABS Bundesamt für Bevölkerungsschutz (2015)
Massenausbreitung invasiver Arten (Nationale Gefährdungsanalyse - Gefährdungsdossier Massenausbreitung invasiver Arten). Bern.
- BAFU Bundesamt für Umwelt (2015)
Definition «Ursachen, Belastungen, Zustand, Auswirkungen, Massnahmen» (DPSIR). Online im Internet: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/zustand/definition--ursachen--belastungen--zustand--auswirkungen--massna.html> (20.02.2019).
- Bakkes Jan, Bräuer Ingo, ten Brink Patrick, Görlach Benjamin et al. (2006)
Cost of Policy Inaction. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Umwelt. Den Haag Niederlande.
- Balmford Andrew, Rodrigues Antonio, Walpole Matt, ten Brink Patrick, (2008)
Review on the economics of biodiversity loss: Scoping the science. Final report. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission.
- Baudirektion des Kantons Zug (2008)
Umwelt Zug. Zug.
- Berkes Fikret, Hughes Terry P., Steneck Robert S., Wilson James A. (2006)
Globalization, roving bandits, and marine resources. In: Science 311. Jahrgang, Heft 5767, S.1557-1558.
- Bornstein Nicholas, Thalmann Philippe (2008)
“I pay enough taxes already!” Applying eco-nomic voting models to environmental referendums. Social Science Quarterly, 89. Jahrgang, Heft 5, S.1336-1355.

- Bosello Francesco, Roson Roberto, Tol Richard S. J. (2006)
Economy-wide estimates of the implications of climate change: Human health. In: Ecological Economics, 58. Jahrgang, Heft 3, S. 579-591.
- Boyle Kevin J. (2003)
Introduction to revealed preference methods. In: A primer on nonmarket valuation. Dordrecht, Niederlanden, S. 259-267.
- Braat Leon, ten Brink Patrick (2008)
The cost of policy inaction. The case of not meeting the 2010 biodiversity target. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Umwelt.
- Brookshire, D.S. (1992)
Issues regarding benefits transfer. Paper präsentiert am «Association of Environmental and Resource Economists Workshop», in Utah, im Juni 1992.
- Brown, Christopher J., Fulton Elizabeth A., Possingham Hugh P., Richardson, Anthony J. (2012)
How long can fisheries management delay action in response to ecosystem and climate change? In: Ecological Applications, 22. Jahrgang, Heft 1, S. 298-310.
- Bruce Ann, Spinardi Graham (2018)
On a wing and hot air: Eco-modernisation, epistemic lock-in, and the barriers to greening aviation and ruminant farming. In: Energy Research & Social Science, 40. Jahrgang, S. 36-44.
- Bünger Björn, Matthey Astrid (2018)
Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Methodische Grundlagen. Umweltbundesamt. Dessau-Rosslau Deutschland.
- Bünger Björn, Matthey Astrid (2019)
Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Kostensätze. Umweltbundesamt. Dessau-Rosslau Deutschland.
- CE Delft (2018)
Environmental Prices Handbook 2017. Methods and numbers for valuation of environmental impacts.
- Cecere Grazia, Corrocher Nicoletta, Gossart Cédric, Ozman Muge (2014)
Lock-in and path dependence: an evolutionary approach to eco-innovations. In: Journal of Evolutionary Economics, 24. Jahrgang, Heft 5, S. 1037-1065.
- CH2014-Impacts (2014)
Toward Quantitative Scenarios of Climate Change Impacts in Switzerland. Bern.
- CH2018 (2018)
CH2018 - Climate Scenarios for Switzerland. Technical Report. Bern.
- Chiabai Aline, Travisi Chiara, Markandya Anil, Ding Helen et al. (2011)
Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction. In: Environmental and Resource Economics, 50. Jahrgang, Heft 3, S. 405-445

- Cinner Joshua E. (2011)
Social-ecological traps in reef fisheries. In: *Global Environmental Change*, 21. Jahrgang, S. 835-839.
- Cinner Joshua E., Daw Tim M., McClanahan Tim. (2009)
Socioeconomic factors that affect artisanal fishers' readiness to exit a declining fishery. In: *Conservation Biology*, Jahrgang 23, Heft 1, S. 124–130.
- Cinner Joshua E., Folke Carl, Daw Tim M., Hicks Christina C. (2011)
Responding to change: using scenarios to understand how socioeconomic factors may influence amplifying or dampening exploitation feedbacks among Tanzanian fishers. In: *Global Environmental Change*, 21. Jahrgang, Heft 1, S. 7-12.
- ClimateCost (2010)
The Costs and Benefits of Adaptation in Europe: Review Summary and Synthesis. Studie im Auftrag der Europäischen Umweltagentur.
- COACC: CO-designing the Assessment of Climate CHange costs (2018)
The Economic Cost of Climate Change in Europe: Synthesis Report on State of Knowledge and Key Research Gaps. Studie im Auftrag von European Union's Horizon 2020 research and innovation programme.
- Cook Brian, Zeng Ning, Yoon Jin-Ho (2011)
Will Amazonia Dry Out? Magnitude and Causes of Change from IPCC Climate Model Projections. In: *Earth Interactions*, 16. Jahrgang, Heft 3, 1-27.
- Crépin Anne-Sophie (2007)
Using fast and slow processes to manage resources with thresholds. In: *Environmental and Resource Economics*, 36. Jahrgang, Heft 2, S. 191-213.
- Crona Beatrice, Nyström Magnus, Folke Carl, Jiddawi Narriman (2010)
Middlemen, a critical social-ecological link in coastal communities of Kenya and Zanzibar. In: *Marine Policy*, 34. Jahrgang, Heft 4, S. 761-771.
- Deacon Robert, Schläpfer Felix (2010)
The Spatial Range of Public Goods Revealed Through Referendum Voting. In: *Environmental and resource economics*, 47. Jahrgang, Heft 3, S. 305-328.
- Deutsch Lisa, Gräslund Sara, Folke Carl, Troell Max et al. (2007)
Feeding aquaculture growth through globalization: Exploitation of marine ecosystems for fishmeal. In: *Global Environmental Change*. 17. Jahrgang, Heft 2, S. 238-249.
- Distelkamp Martin, Meyer Mark (2019)
Pathways to a Resource-Efficient and Low-Carbon Europe. In: *Ecological Economics*, Heft 155, S. 88-104.
- Dümmler Patrick, Roten Noémie (2018)
Avenir-Debatte – Eine Agrarpolitik mit Zukunft. Studie im Auftrag von Avenir Suisse. Zürich.

Ecoplan (2012)

Energiestrategie 2050 – Volkswirtschaftliche Auswirkungen; Analyse in einem berechenbaren Gleichgewichtsmodell für die Schweiz. Bundesamt für Energie, BFE, Bern.

Ecoplan, B+S, Hunziker Betatech (2017)

Infrastrukturkosten unterschiedlicher Siedlungstypen. Oder: Ist verdichtet und zentral bauen billiger? im Auftrag des Bundesamtes für Raumentwicklung, Bern.

EEA European Environment Agency (2007)

Climate Change: The Cost of Inaction and the Cost of adaptation. Luxemburg.

Eliasch Johan (2008)

Climate Change: Financing Global Forests. The Eliasch Review. Studie im Auftrag der Regierung des Vereinigten Königreichs. London.

Enfors Elin (2009)

Traps and transformations: Exploring the potential of water system innovations in dryland sub-Saharan Africa. Doktorarbeit. Stockholm, Schweden.

Enfors Elin, Gordon Line J. (2008)

Dealing with drought: The challenge of using water system technologies to break dryland poverty traps. In: Global Environmental Change, 18. Jahrgang, Heft 4, S. 607-616.

Ernst Basler + Partner (2014)

Inventar der wichtigsten innovationshemmenden Regulierungen und Normen im Cleantech-Bereich. Studie im Auftrag des BAFU Bundesamt für Umwelt und BFE Bundesamt für Energie.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (2019)

The state of the world's biodiversity for food and agriculture. Assessment 2019 of the FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture. Rome.

Farla Jacco, Markard Jochen, Raven Rob, Coenen Lars (2012)

Sustainability transitions in the making: A closer look at actors, strategies and resources. In: Technological Forecasting & Social Change, 79. Jahrgang, S. 991-998.

Foxon Timothy J. (2002)

Technological and institutional 'lock-in' as a barrier to sustainable innovation. Working Paper.

Gallai Nicola, Salles Jean-Michel, Settele Josef, Vaissière Bernard E. (2009)

Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. In: Ecological Economics, 68. Jahrgang, Heft 3. S. 810-821.

Gerber Nicolas, Mirzabaev Alisher (2017)

Benefits of action and costs of inaction: Drought mitigation and preparedness – A literature review. Studie im Auftrag der World Meteorological Organization und Global Water Partnership. Genf Schweiz, Stockholm Schweden.

- Gowdy John (2010)
Discounting, ethics, and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. In: Kumar Pushpam (Hrsg.): The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and Economic Foundations. Earthscan, London, Washington.
- Hansjürgens Bernd (2015)
Zur Neuen Ökonomie der Natur: Kritik und Gegenkritik. In: Wirtschaftsdienst, 95. Jahrgang, Heft 4, S. 284-291.
- Heal Geoffrey (2005)
The Costs of Inaction with Respect to Biodiversity Loss. Hintergrundpapier im Auftrag der OECD. New York USA.
- Huitric Miriam (2005)
Lobster and conch fisheries of Belize: a history of sequential exploitation. In: Ecology and Society, 10. Jahrgang, Heft 1, S. 21.
- Infras (2017)
Handbook emission factors for road transport HBEFA.
- Institute of Medicine Forum on Investing in Young Children Globally (2014)
The Cost of Inaction for Young Children Globally: Workshop Summary. Washington, USA.
- IPBES Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2018)
Chapters of the regional and subregional assessment of biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Medellin, Kolumbien.
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2014)
Climate Change 2014. Synthesis Report. Genf.
- Jenkins Carol, Robalino David (2003)
HIV/AIDS in the Middle East and North Africa: the costs of inaction. Studie im Auftrag der Weltbank. Washington, USA.
- Jones Peter G., Thornton Philip K. (2009)
Croppers to livestock keepers: livelihood transitions to 2050 in Africa due to climate change. In: Environmental Science & Policy, 12. Jahrgang, Heft 4, S. 427-437.
- Kempf Claudia, Schumacher Katja (2005)
Costs of Inaction and Costs of Action in Climate Protection – Assessment of Costs of Inaction or Delayed Action of Climate Protection and Climate Change. In: DIW Berlin: Politikberatung kompakt, Jahrgang 13.
- Lah Oliver (2015)
The barriers to low-carbon land-transport and policies to overcome them. European Transport Research Review (2015) 7: 5.

- Lang Ghislaine, Lanz Bruno (2018)
Energy efficiency, information, and the acceptability of rent increases: A multiple price list experiment with tenants. Research Paper in Work Package 2: Change of Behavior SCCER CREST.
- Marechal Kevin, Lazaric Nathalie (2010)
Overcoming inertia: insights from evolutionary economics into improved energy and climate policies. In: *Climate Policy*, 10. Jahrgang, S. 103-119.
- Markusson Nils, Haszeldine Stuart (2008)
How ready is 'capture ready'? – Preparing the UK power sector for carbon capture and storage. Online im Internet: <https://goo.gl/zqV9Tb> (11.01.2019).
- May Robert M. (2010)
Ecological science and tomorrow's world. In: *Philosophical Transactions of The Royal Society* (2010) 365, 41-47.
- Mcneill J.R. (2001)
Something New Under the Sun: An Environmental History of the Twentieth-Century World. W.W.Norton & Company. New York and London.
- National Research Council (2005)
Valuing ecosystem services: toward better environmental decision-making. Washington, USA.
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016)
Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Hrsg. von Christina von Haaren und Christian Albert. Leibniz Universität Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Hannover, Leipzig.
- Navrud Stale (2005)
The Costs of Inaction with respect to human health impacts from pollution. Hintergrundpapier im Auftrag der OECD. Ås Norwegen.
- Nkonya Ephraim, Anderson Weston, Kato Edward, Koo Jawoo et al. (2016)
Global cost of land degradation. In: Nkonya Ephraim, Mirzabaev Alisher, von Braun Joachim (Hrsg.): *Economics of land degradation and improvement – A global assessment for sustainable development*. Cham, S. 117-165.
- Norström Albert V., Nyström Magnus, Lokrantz Jerker, Folke Carl (2009). Alternative states on coral reefs: beyond coral–macroalgal phase shifts. In: *Marine Ecology Progress Series*, 376. Jahrgang, S. 295-306.
- Nyström Magnus, Norström Albert V., Blenckner Thorsten, de la Torre-Castro Marciela et al. (2012)
Confronting feedbacks of degraded marine ecosystems. In: *Ecosystems*, 15. Jahrgang Heft 5, S. 695-710.
- O' Reilly Catherine M., Alin Simone R., Plisnier Pierre-Denis, Cohen Andrew S. et al. (2003)
Climate change decreases aquatic ecosystem productivity of Lake Tanganyika, Africa. In: *Nature*, Heft 424, S. 766-768.

- OECD (2008a)
Cost of Policy Inaction. In: OECD Environmental Outlook to 2030. Paris Frankreich. S. 269-294.
- OECD (2008b)
Costs of Inaction on Environmental Policy Challenges: Summary Report. Paris Frankreich.
- OECD (2012)
OECD Environmental Outlook to 2050. The consequences of inaction. Paris.
- OECD (2017)
Investing in Climate, Investing in Growth. Paris.
- OECD (2018)
Cost-Benefit Analysis and the Environment – Further Developments and Policy Use. Paris Frankreich.
- OECD (2018)
Global Material Resources Outlook to 2060. Economic Drivers and Environmental Consequences. Paris.
- Österblom, Henrik, Sissenwine Michael, Symes David, Kadin Martina et al. (2011)
Incentives, social-ecological feedbacks and European fisheries. In: Marine Policy, 35. Jahrgang, Heft 5, S. 568–574
- Perkins Richard (2003)
Technological «lock-in». In: Internet Encyclopaedia of Ecological Economics. Studie im Auftrag der ISEE International Society for Ecological Economics.
- Reyns Nikolaas, Casaer Jim, De Smet Lieven, Koen Devos et al. (2018)
Cost-benefit analysis for invasive species control: the case of greater Canada goose *Branta canadensis* in Flanders (northern Belgium). In: PeerJ, Heft 6. S. 1-28.
- Rodriguez-Labajos Beatriz (2013)
Climate change, ecosystem services, and costs of action and inaction: scoping the interface. In: Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change. 4. Jahrgang, Heft 6, S. 555-573.
- Rutten Anneleen, Casaer Jim., Vogels Marjolein F., Addink Elisabeth A., Vanden Borre Jeroen, Leirs Herwig (2018)
Assessing agricultural damage by wild boar using drones. In: Wildlife Society Bulletin, 42. Jahrgang, Heft 3, S. 568-576.
- Sánchez-Bayo Francisco, Wyckhuys Kris A. G. (2019)
Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. In: Biological Conservation 232 (2019) 8-27.
- Science for Environment Policy (2018)
Science for Environment Policy: What are the health costs of environmental pollution? Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Umwelt. Bristol England.

- Seto Karen C., Davis Steven J., Mitchell Ronald B., Stockes Eleanor C. et al. (2016)
Carbon Lock-in: Types, Causes, and Policy Implications. In: Annual Review of Environment and Resources, 41. Jahrgang, S. 425-452.
- Shaw Rebecca M., Pendleton Linwood, Cameron Richard D., Morris Belinda et al. (2011)
The impact of climate change on California's ecosystem services. In: Climatic Change, Heft 109, S. 465-484.
- Sivaram Varun (2017)
Unlocking Clean Energy. In: Issues in Science and Technology, S. 31-40.
- Stanton Elizabeth A., Ackerman Frank (2007)
Florida and climate change - the costs of inaction. Medford, USA.
- Steininger Karl W, Bednar-Friedl Birgit, Formayer Herbert, König Martin (2016)
Consistent economic cross-sectoral climate change impact scenario analysis: Method and application to Austria. In: Climate Services, 1. Jahrgang, S. 39-52.
- Steneck Robert S., Hughes Terry P., Cinner Joshua E., Adger Neil W. (2011)
Creation of a Gilded Trap by the High Economic Value of the Maine Lobster Fishery. In: Conservation Biology. 25. Jahrgang, Heft 5, S. 904-912.
- Stern Nicholas (2006)
Stern Review: The Economics of Climate Change. London.
- Stern Nicholas, Grubb Michael, Potočnik Janez im Interview mit McKinsey (2009)
Prospects for a global deal on climate change: Three European views. Online im Internet: <https://goo.gl/MTdL8e> (11.01.2019).
- Stockholm Resilience Center (o.J. a)
Insight #5 – Social-Ecological Traps – Interaction between social and ecological feedbacks can lock systems into unsustainable pathways, creating social-ecological traps. Stockholm, Schweden.
- Stockholm Resilience Center (o.J. b)
Insight #2 – Regime Shifts – Social-ecological systems contain various tipping points or thresholds that can trigger large-scale reorganization.
- Sumaila Rashid U., Cheung William W. L. (2011)
Cost of Adapting Fisheries to Climate Change. Studie im Auftrag der Weltbank. Washington.
- TEEB (2008)
The Economics of ecosystems & biodiversity. Wesseling Deutschland.
- The Global Commission on the Economy and Climate (2014)
Better Growth. Better Climate. The New Climate Economy Report. The Synthesis Report. Washington USA.
- Thyresson Matilda, Nyström Magnus, Crona Beatrice (2011)
Trading with resilience: Parrotfish trade and the exploitation of key-ecosystem processes in coral reefs. In: Coastal management, 39. Jahrgang, Heft 4, S. 396-411.

- Tilahun Mesfin (2015)
The Economics of Land Degradation in Africa: Benefits of Action Outweigh the Costs. Studie im Auftrag der ELD Initiative und UNEP. Bonn.
- Triconomics (2018)
Quantifying the benefits of circular economy actions on the decarbonisation of EU economy – Final Report. Studie im Auftrag der European Environment Agency. Rotterdam.
- UNEP United Nations Environment Programme (2013)
Costs of Inaction on the Sound Management of Chemicals. Genf.
- United Nations Environment Programme (2017)
Towards a Pollution-Free Planet. Background Report. United Nations Environment Programme. Nairobi Kenia
- Unruh Gregory C. (2000)
Understanding carbon lock-in. In: Energy Policy, 28. Jahrgang, S. 817-830.
- Van Beukering Pieter J. H., Cesar Herman S. J. (2004)
Ecological Economic Modeling of Coral Reefs: Evaluating Tourist Overuse at Hanauma Bay and Algae Blooms at the Kihei Coast, Hawaii. In: Pacific Science, 58. Jahrgang, Heft 2, 243-260.
- Vergragt Philip J., Markusson Nils, Karlsson Henrik (2011)
Carbon capture and storage, bio-energy with carbon capture and storage, and the escape from the fossil-fuel lock-in. In: Global Environmental Change, 21. Jahrgang, S. 282-292.
- Walter Felix, Hänni Elvira (Ecoplan) (2018)
Wege zu einer nachhaltigen Bodenpolitik, Thematische Synthese NFP 68. Bern.
- Welsch Heinz (2003)
Environment and happiness: Valuation of air pollution in ten European countries. In: DIW Discussion Papers, Heft 356, Berlin.
- Wilson Clevo, Tisdell Clem (2001)
Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. In: Ecological Economics, Heft 39, S. 449-462.
- World Vision International (2009)
Who's counting? 9.2 million children – the cost of inaction on child health. Monrovia, Kalifornien.
- WWF World Wide Fund For Nature (2018)
Living Planet Report - 2018: Aiming Higher. Grooten Monique, Almond Rosamunde. (Hrsg.), Gland.
- Yamin Alicia E., Boulanger Vanessa. M., Falb Kathryn L., Shuma, Jane, Leaning, Jennifer (2013)
Costs of inaction on maternal mortality: qualitative evidence of the impacts of maternal deaths on living children in Tanzania. In: PloS one, 8. Jahrgang, Heft 8.

- Zeppini Paolo, van den Bergh Jeroen C. J. M. (2011)
Competing Recombinant Technologies for Environmental Innovation: Extending Arthur's
Model of Lock-in. In: Industry and Innovation, 18. Jahrgang, Heft 3, S. 317-334.