

> Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit

Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

öbu
works for
sustainability.

> **Ökofaktoren Schweiz 2013** **gemäss der Methode der** **ökologischen Knappheit**

Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz

Impressum

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr,
Energie und Kommunikation (UVEK).
Öbu – Netzwerk für nachhaltiges Wirtschaften

Autoren

Rolf Frischknecht, Sybille Büsser Knöpfel, treeze Ltd.

Unter Mitarbeit von (2010 bis Oktober 2012)

Karin Flury, ESU-services GmbH
Matthias Stucki, ZHAW Wädenswil

Autor des Teils 1: Zusammenfassung und FAQ

Markus Ahmadi, ideja – Agentur für Kommunikation

Steuerungsgruppe

Peter Gerber, BAFU (Vorsitz)
Arthur Braunschweig, E2 Management Consulting AG
Norbert Egli, BAFU
Gabi Hildesheimer, Öbu

Begleitgruppe

Christian Brüttsch, Repower AG
Patrik Burri, Credit Suisse
Roland Högger, Geberit International AG
Elisabeth Huber, Geberit International AG (bis Dezember 2012)
Martin Kilga, Sinum AG
Peter Müller, Knecht & Müller AG
Paul Schnabl, Die Schweizerische Post (bis November 2012)
Jörg Schwille, Ernst Schweizer AG, Metallbau
Marcel Sutter, BKW Energie AG
Patrik Walser, Migros-Genossenschafts-Bund
Anne Wolf, Die Schweizerische Post

Verantwortung für den Inhalt

Der Bericht gibt die Auffassung der Autoren und der Mitglieder der Steuerungsgruppe wieder, die nicht notwendigerweise mit derjenigen des Auftraggebers bzw. der Begleitgruppe übereinstimmen muss.

Haftungsausschluss

Die Informationen in diesem Bericht wurden auf Grundlage von als verlässlich eingeschätzten Quellen erhoben. Treeze Ltd. und die Autoren geben keine Garantie bezüglich Eignung oder Vollständigkeit der im Bericht dargestellten Informationen. Treeze Ltd. und die Autoren lehnen die rechtliche Haftung für jede Art von direkten, indirekten, zufälligen oder anderen Schäden, welcher Art auch immer, und Folgeschäden ausdrücklich ab.

Hinweis zum Sprachgebrauch

Aus Gründen der Lesbarkeit wird bei Personenbezeichnungen nur die männliche Form verwendet. Es sind damit jeweils beide Geschlechter gemeint.

Dank der Herausgeber

Für Anregungen, Vorarbeiten und Praxistest geht unser Dank an die Begleitgruppe sowie an: Hans Bögli, Laura de Baan, Fredy Dinkel, Emil Franov, Paul Filliger, Ernst Furrer, Daniel Hartmann, Bettina Hitzfeld, Blaise Horisberger, Michael Hügi, Harald Jenk, Sybille Kilchmann, Martin Kilga, Thomas Köllner, Nina Mahler, Sandy Ruiz Mendoza, Reto Mural, Beat Müller, Carla Ng, Christian Pillonel, Robin Quartier, Monika Schaffner, Kaarina Schenk, Martin Scheringer, Ulrich Sieber, Peter Straehl, Josef Tremp, Roland von Arx.

Zitierung

Frischknecht R., Büsser Knöpfel S. 2013: Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1330: 256 S.

Gestaltung

Ursula Nöthiger-Koch, 4813 Uerkheim

Titelbild

Heiner H. Schmitt, Basel (nach einer Idee des BAFU).
Die Waage wurde freundlicherweise von Agnès und Antoine Harnist, Gemüsebauern in Village-Neuf (Elsass, Frankreich) zur Verfügung gestellt, das Foto gemäss BAFU-Vorgaben bearbeitet.

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1330-d
(eine gedruckte Fassung liegt nicht vor)

Diese Publikation ist auch in englischer und französischer (Teil 1) Sprache verfügbar.

© BAFU 2013

> Inhalt

Abstracts	5
Vorwort	7
Zusammenfassung	9
Hinweise zum Gebrauch	13

Teil 1: Ökobilanzen kurz erklärt

1	Basiswissen für Entscheidungsträger	16
2	Fragen und Antworten zu Ökobilanzen (FAQ)	19
2.1	Ökobilanzen im Allgemeinen	21
2.2	Die Methode der ökologischen Knappheit (UBP-Methode)	36

Teil 2: Methodische Grundlagen

3	Die Methode der ökologischen Knappheit	48
3.1	Das Grundprinzip	48
3.2	Ursprüngliche Formel und Herleitung der verwendeten Formeldarstellung	49
3.3	Ökologische Knappheit und die Berechnung der Ökofaktoren	50
3.4	Regionalisierung von Ökofaktoren	52
3.5	Zeitliche Differenzierung von Ökofaktoren	54
3.6	Ökofaktoren für Schadstoff-Untergruppen	55
4	Grundsätze zur Herleitung von Ökofaktoren	56
4.1	Berücksichtigung der natürlichen Hintergrundbelastung	56
4.2	Summenparameter	56
4.3	Vorsorgeprinzip	56
4.4	Verwendung von Charakterisierungsfaktoren	57
4.5	Bestimmung der Normierung	57
4.6	Bestimmung der Gewichtung	58
4.7	Bestimmung des Ökofaktors	59
4.8	Zeitaspekte zur Bestimmung der Ökofaktoren	59
4.9	Zeitaspekte bezüglich Zusammenhang von Ökofaktoren und Einwirkungen	59
4.10	Räumliche Aspekte	60

4.11	Auswahl des Ökofaktors bei mehreren Herleitungsmöglichkeiten (Prinzip des höchsten Ökofaktors)	60
------	--	----

5	Grundsätze zur Anwendung der Ökofaktoren	61
5.1	Auswahl der Stoffe	61
5.2	Räumliche und zeitliche Gültigkeit der Ökofaktoren	63

6	Datenqualität	64
----------	----------------------	-----------

7	Charakterisierungen	65
----------	----------------------------	-----------

8	Gruppierung nach Umweltthemen	68
----------	--------------------------------------	-----------

Teil 3: Herleitung der Ökofaktoren für die Schweiz

9	Emissionen in die Luft	72
9.1	Einleitung	72
9.2	CO ₂ und weitere Treibhausgase	73
9.3	Ozonschicht abbauende Substanzen	78
9.4	Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)	82
9.5	Stickoxide (NO _x)	84
9.6	Ammoniak (NH ₃)	85
9.7	Schwefeldioxid (SO ₂) und weitere versauernde Substanzen	87
9.8	Partikel (I): PM ₁₀ , PM _{2.5} und PM _{2.5-10}	89
9.9	Partikel (II): Dieseleruss	93
9.10	Kohlenmonoxid (CO)	94
9.11	Kanzerogene Schadstoffe: Benzol, Dioxine & Furane (PCDD/PCDF) und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	95
9.12	Blei (Pb)	101
9.13	Cadmium (Cd)	102
9.14	Quecksilber (Hg)	103
9.15	Zink (Zn)	104
9.16	Radioaktive Emissionen in Luft	106

10	Emissionen in die Oberflächengewässer	110
10.1	Einleitung	110
10.2	Stickstoff (N)	112
10.3	Phosphor (P)	114
10.4	Organische Stoffe (BSB, CSB, DOC, TOC)	118
10.5	Schwermetalle und Arsen	121
10.6	Radioaktive Emissionen in Binnengewässer	124
10.7	Radioaktive Emissionen in Meere	127
10.8	Ölemissionen ins Meer	131
10.9	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)	133
10.10	Chloroform	135
10.11	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	136
10.12	Benzo(a)pyren (BaP)	138
10.13	Hormonaktive Stoffe	139
10.14	Persistente organische Schadstoffe (persistent organic pollutants, POP)	143
11	Emissionen ins Grundwasser	147
11.1	Einleitung	147
11.2	Nitrat (NO ₃)	148
12	Emissionen in den Boden	150
12.1	Einleitung	150
12.2	Schwermetalle im Boden	152
12.3	Pflanzenschutzmittel (PSM)	155
13	Ressourcen	160
13.1	Übersicht	160
13.2	Energieressourcen	160
13.3	Landnutzung	165
13.4	Mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)	174
13.5	Kiesabbau	178
13.6	Süswasserverbrauch	180
14	Abfälle	190
14.1	Einleitung	190
14.2	Kohlenstoff (C) in Deponiegut	190
14.3	Sonderabfälle in Untertagedeponie	192
14.4	Radioaktive Abfälle	193

15	Nichtstoffliche Emissionen	199
15.1	Lärm	199
16	Ausgewählte methodische Fragestellungen	205
16.1	Bilanzierung FSC-Wald	205
16.2	Bilanzierung CO ₂ -Emissionszertifikate	205
17	Nicht berücksichtigte Umweltauswirkungen	206
17.1	VOC Emissionen ins Grundwasser	206
17.2	Versalzung	207
17.3	Erosion und Austrocknung	207
17.4	Überfischung	207
17.5	Plastikabfall in Meeren	207
17.6	Lärm von Geräten und stationären Quellen	208
17.7	Unterwasserlärm	208
Anhang		209
A1	Umrechnungsfaktoren für Emissionen	209
A2	Ökofaktoren für Treibhausgase und Ozonschicht abbauende Substanzen	210
A3	PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)	213
A4	Ökofaktoren für persistente organische Schadstoffe (POP)	214
A5	Pflanzenschutzmittel	221
A6	Ökofaktoren für Landnutzung	230
A7	Ökofaktoren für Mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)	236
A8	Länderspezifische Ökofaktoren für Süswasserverbrauch	238
Literatur		242
Verzeichnisse		250

> Abstracts

The ecological scarcity method makes it possible to assess the impact of pollutant emissions and resource extraction activities on the environment (impact assessment) as part of a life cycle assessment. The key metrics of this method are eco-factors, which measure the environmental impact of pollutant emissions or resource extraction activities in eco-points (EP=UBP) per unit of quantity. The main body of this publication describes how Swiss eco-factors are derived to reflect both the actual emission situation and the national or international emissions targets pursued by Switzerland. Accordingly, eco-factors can be used to assess the consumption and emissions data (eco-inventory) of processes and organisations. Eco-factors must be updated periodically to keep in step with the continuously evolving emission situation, new statutory and political requirements, the latest findings and advances in practical experience. This edition features updated data for the existing eco-factors and introduces new eco-factors for traffic noise, persistent organic pollutants and metal and mineral resources. It also provides eco-factors for land use and radioactive waste that were derived based on new scientific knowledge and further develops the method of disclosing theme-based interim results. Finally, it clarifies the characteristics of the UBP method that can be applied in other countries and regions and answers frequently asked questions about the general use of life cycle assessments and specific assessment methods.

Die Methode der ökologischen Knappheit ermöglicht im Rahmen einer Ökobilanzierung die Bewertung der Wirkung von Schadstoffemissionen und der Entnahme von Ressourcen auf die Umwelt (Wirkungsabschätzung). Zentrale Grösse der Methode sind die Ökofaktoren, welche die Umweltbelastung einer Schadstoffemission respektive Ressourcenentnahme in der Einheit Umweltbelastungspunkte (UBP) pro Mengeneinheit angeben. Die Publikation beschreibt im Hauptteil die Herleitung der Schweizer Ökofaktoren, die einerseits die aktuelle Emissionssituation und andererseits die schweizerischen oder von der Schweiz mitgetragenen internationalen Emissionsziele widerspiegeln. Diese Ökofaktoren erlauben somit die Beurteilung von Verbrauchs- und Emissionsdaten (Ökoinventaren) von Prozessen wie auch Organisationen. Die Aktualisierung der Ökofaktoren ist aufgrund der sich laufend ändernden Emissionssituation, neuer gesetzlicher und politischer Rahmenbedingungen sowie neuer Erkenntnisse und zunehmender Praxiserfahrungen periodisch erforderlich. Mit der vorliegenden Ausgabe wurden die Datengrundlagen der bestehenden Ökofaktoren aktualisiert, neue Ökofaktoren für Verkehrslärm, für persistente organische Schadstoffe und für metallische und mineralische Ressourcen eingeführt, die Herleitung der Ökofaktoren für Landnutzung und radioaktive Abfälle an neue wissenschaftliche Erkenntnisse angepasst sowie die Methode entsprechend der Ausweisung von themenorientierten Zwischenergebnissen weiterentwickelt. Darüber hinaus werden die Eigenschaften der auch in anderen Ländern und Regionen anwendbaren UBP-Methode erläutert und häufig gestellte Fragen zur Anwendung der Ökobilanz im Allgemeinen und der Bewertungsmethode im Speziellen beantwortet.

Keywords:

LCA

eco-factors

assessment of impacts

ecological scarcity

eco-points

Stichwörter:

Ökobilanzierung

Ökofaktoren

Wirkungsabschätzung

Ökologische Knappheit

Umweltbelastungspunkte

La méthode de la saturation écologique permet, dans le cadre d'un écobilan, d'évaluer l'impact sur l'environnement des émissions polluantes et de l'extraction de ressources. Les écofacteurs sont les variables centrales de cette méthode; ils représentent la charge environnementale due à l'émission d'un polluant ou à la consommation d'une ressource, exprimée en unités de charge écologique (ou écopoints; UCE=UBP) par quantité de matière. La partie principale de cette publication décrit comment les écofacteurs ont été obtenus, reflétant à la fois le niveau des émissions actuelles et les objectifs de la Suisse, qu'ils soient nationaux ou qu'ils découlent d'accords internationaux auxquels notre pays a adhéré. Ces écofacteurs permettent d'évaluer les données relatives à la consommation et aux émissions (écoinventaires) de processus et d'organisations. Vu l'évolution constante des émissions, les nouvelles conditions législatives et politiques ainsi que l'avancée des connaissances et l'expérience acquise dans le domaine, une actualisation régulière des écofacteurs est nécessaire. Aussi cette publication présente-t-elle une mise à jour des données des écofacteurs existants ainsi que de nouveaux écofacteurs pour le bruit du trafic, les polluants organiques persistants et les ressources métalliques et minérales. En outre, elle adapte les écofacteurs pour l'utilisation des sols et les déchets radioactifs aux dernières découvertes scientifiques et poursuit le développement de la méthode sur la base de résultats intermédiaires spécifiques. Enfin, elle explique les propriétés de la méthode relative aux impacts en unités de charge (UBP) applicable dans d'autres régions et pays, et répond aux questions fréquentes liées à l'utilisation des écobilans en général et à la méthode d'évaluation en particulier.

Mots-clés:

écobilan
écofacteurs
saturation écologique
écopoints

Nel quadro di un ecobilancio, il metodo della scarsità ecologica consente di valutare l'impatto delle emissioni di inquinanti e del prelievo di risorse naturali sull'ambiente (valutazione dell'impatto). Gli ecofattori costituiscono gli elementi centrali di detto metodo: indicano il carico inquinante dovuto all'emissione di inquinanti o al prelievo di risorse naturali, che viene espresso in punti di impatto ambientale (PIA=UBP) per unità quantitativa. Nella parte principale della pubblicazione viene descritta la modalità di determinazione degli ecofattori per la Svizzera. Questi ultimi rispecchiano sia lo stato attuale delle emissioni che gli obiettivi di emissione della Svizzera, siano essi nazionali o sostenuti dal nostro Paese nell'ambito di accordi internazionali. Gli ecofattori consentono quindi di valutare i dati relativi al consumo e alle emissioni (inventari ecologici) di processi e di organizzazioni. La continua evoluzione delle emissioni, le nuove condizioni quadro legali e politiche nonché le nuove conoscenze e l'esperienza pratica acquisite impongono un aggiornamento periodico degli ecofattori. Nella presente edizione sono stati aggiornati i dati di base degli ecofattori esistenti e ne sono stati introdotti di nuovi per l'inquinamento fonico provocato dal traffico, gli inquinanti organici persistenti e le risorse metallifere e minerarie. Inoltre, la modalità di determinazione degli ecofattori relativi all'utilizzo del suolo e alle scorie radioattive è stata adeguata alle nuove conoscenze scientifiche ed è stato sviluppato ulteriormente il metodo sulla base di risultati intermedi specifici. Infine, la pubblicazione illustra le caratteristiche del metodo UBP, applicabile anche in altri Paesi e regioni, e fornisce risposte alle domande frequenti sull'impiego dell'ecobilancio in generale e, nello specifico, sul metodo di valutazione.

Parole chiave:

ecobilancio
ecofattori
saturazione ecologica
ecopunti

> Vorwort

Ökobilanzen ermöglichen es, Umweltwirkungen systematisch zu beurteilen. Das Instrument wird heute weltweit von vielen Unternehmen zur internen Entscheidungsfindung eingesetzt, um Produkte oder Betriebsstandorte bezüglich ihrer Umwelteinflüsse zu optimieren. Oft verwenden es die Unternehmen auch im Rahmen ihrer Umweltberichterstattung gegen aussen. Alle diese Anwendungen sind Ausdruck des freiwilligen unternehmerischen Engagements für ökologische Verbesserungen und die Steigerung der Ökoeffizienz. Analog können auch Konsumenten- und Umweltorganisationen mit Ökobilanzen die Umweltaspekte von Produkten und Dienstleistungen beurteilen. In all diesen Fällen ist die Ökobilanz ein wertvolles, oft unersetzliches Instrument.

Die Ökobilanz als Hilfsmittel für die Entscheidungsfindung hat in den letzten Jahren auch in politischen Prozessen und Fragestellungen Akzeptanz gefunden. So basiert der in der Treibstoff-Ökobilanzverordnung (TrÖbiV) verlangte Nachweis der positiven ökologischen Gesamtbilanz von Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen auf Ökobilanzberechnungen nach der Methode der ökologischen Knappheit. Ebenfalls stützt sich der anfangs März 2013 vom Bundesrat verabschiedete Aktionsplan Grüne Wirtschaft insbesondere im Schwerpunkt Konsum und Produktion zur Verbesserung der Information über die Umweltbelastung von Produkten auf Ökobilanzen. Voraussetzung für diese politische Akzeptanz sind verlässliche Analyseergebnisse.

Damit in all diesen Situationen die Ergebnisse der Ökobilanzberechnungen glaubwürdig sind, müssen zwei Voraussetzungen erfüllt sein: Zum einen müssen die den Berechnungen zu Grunde gelegten Prozessdaten von hoher Qualität sein. Dies wird erreicht, wenn die Daten aktuell, nach transparenten und konsistenten Regeln erhoben und in einer für Aussenstehende nachvollziehbaren Art dokumentiert sind. Dafür sorgen spezielle Datenbanken, welche verbindliche Anforderungen an die Erhebung der Daten stellen, die vorhandenen Daten periodisch aktualisieren und bestehende Datenlücken schliessen. Beispiele sind die schweizerische Ökoinventar-Datenbank ecoinvent oder auch die auf ecoinvent aufbauende KBOB-Liste für Ökobilanzdaten im Baubereich.

Auf der anderen Seite muss die zur Bewertung eingesetzte Methode für die Beantwortung der Fragestellung geeignet sein. Sie sollte die vom betrachteten Produkt ausgehenden Umweltbelastungen durch den Einbezug der verursachten Emissionen und den Verbrauch an Ressourcen bei Herstellung, Gebrauch und Entsorgung möglichst wirklichkeitsnah und über den ganzen Lebensweg abbilden. Damit Bewertungsmethoden dies langfristig leisten, müssen sie periodisch aktualisiert werden.

Zur Abbildung der schweizerischen Verhältnisse besonders geeignet ist die Methode der ökologischen Knappheit (UBP-Methode). Sie misst die aktuelle Umweltsituation an den von der Politik festgelegten Umweltzielen und erlaubt die Bewertung der relevanten Umweltbelastungen auf breiter Basis. Das BAFU unterstützt daher die Weiterentwicklung dieser Methode seit über 25 Jahren. Letztmals wurden die darauf

basierenden Ökofaktoren für die Schweiz im Jahr 2006 aktualisiert. In der Zwischenzeit hat sich die Situation in verschiedenen Bereichen wiederum wesentlich verändert. Erhöhte Aufmerksamkeit des Gesetzgebers erlangte z.B. die zunehmende Umweltbelastung als Folge des steigenden Rohstoffverbrauchs und der aufwendigeren Gewinnung durch die Verknappung der Ressourcen. Auf der methodischen Seite gelang es neu, die Belastung durch Verkehrslärm zu modellieren und in Ökofaktoren umzusetzen. Auch der Verlust an Biodiversität durch unterschiedliche Landnutzungen konnte besser abgebildet werden. Umweltseitig hat sich die Belastungssituation in einigen Bereichen verändert. Bei den Klimagasen wächst die Differenz der aktuellen Emissionen zum gesetzten Ziel, welches mit der Zeit strenger wird. Anders sieht es bei den Ozonschicht abbauenden Substanzen und den «klassischen» Luftschadstoffen aus, bei denen sich die Situation entspannt hat. Mit der Aktualisierung wird diesen Veränderungen Rechnung getragen.

Unter der Leitung des BAFU wurde im Oktober 2010 die neuerliche Aktualisierung der UBP-Methode gestartet. Auch diesmal profitierten die Arbeiten vom Wissen vieler Personen. Einmal von den Autorinnen und Autoren, die durch ihr grosses methodisches und ökobilanztechnisches Fachwissen massgeblich die Aufnahme neuer und die Weiterentwicklung bestehender Ökofaktoren ermöglichten. Dann vom Fachwissen der Steuerungsgruppe und deren grossen Erfahrung in der Anwendung der UBP-Methode. Weiter leisteten die in der Begleitgruppe engagierten Firmen des Netzwerks für nachhaltiges Wirtschaften Öbu einen wertvollen Beitrag, durch ihre Erkenntnisse aus der praktischen Anwendung in den Unternehmen. Und schliesslich floss das sektorielle ökologische und politische Fachwissen der Spezialisten aus den verschiedenen Fachabteilungen des BAFU ein. Diesen allen sei an dieser Stelle bestens gedankt.

Erstmals wurde der Bericht in drei Teile gegliedert. Wie in früheren Versionen enthalten sind die beiden Kapitel zu methodischen Grundlagen der universell anwendbaren Methode der ökologischen Knappheit sowie zur Herleitung der Ökofaktoren für die schweizerischen Verhältnisse. Vorangestellt werden neu Antworten auf häufig gestellte Fragen zur Ökobilanzierung im Allgemeinen und insbesondere zur UBP-Methode. Diese sollen Nicht-Spezialisten wie z.B. Auftraggebern von Ökobilanzen in Behörden und Unternehmen, aber auch Politikern und Medienschaffenden den Zugang zum Thema erleichtern. Auch den Verfassern dieses wichtigen Teils sei bestens gedankt.

Christine Hofmann
Stellvertretende Direktorin
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

> Zusammenfassung

Ökobilanzen von Produkten, Prozessen, Unternehmen oder sogar von ganzen Volkswirtschaften bestehen gemäss der Norm ISO 14040 aus den vier Phasen

- > Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens,
- > Sachbilanz (Ökoinventar),
- > Wirkungsabschätzung und
- > Interpretation (Auswertung).

Bei der Methode der ökologischen Knappheit erfolgt die Wirkungsabschätzung von Sachbilanzen (Life Cycle Inventories, LCI) nach dem Prinzip «Differenz zur Toleranzmenge» (distance to target). Zentrale Grösse der Methode sind die Ökofaktoren, welche die Umweltbelastung einer Schadstoffemission resp. Ressourcenentnahme in der Einheit Umweltbelastungspunkte (UBP) pro Mengeneinheit angeben. Bei der Bestimmung der Ökofaktoren spielen einerseits die aktuelle Emissionssituation und andererseits die schweizerischen oder die von der Schweiz mitgetragenen internationalen Ziele die wesentliche Rolle. Diese Methode wurde erstmals 1990 publiziert.

In der letzten Aktualisierung (Frischknecht et al. 2008) wurden für verschiedene Umwelteinwirkungen neue Ökofaktoren entwickelt. Diese werden seither von einem breiten Kreis angewendet. Neue wissenschaftliche Erkenntnisse, neue gesetzliche und politische Grundlagen, neue internationale Abkommen, Entwicklungen im Rahmen der internationalen Normierung sowie die Erfahrungen aus der Praxis machten erneut eine – die nun vorliegende – Überarbeitung nötig. Im Rahmen dieser Überarbeitung wurde die Auswahl der bewerteten Stoffe nochmals erweitert. Die Daten- und Informationsgrundlagen der bestehenden Ökofaktoren wurden überprüft und aktualisiert. Nachfolgend werden die wichtigsten Änderungen gegenüber der letzten Aktualisierung von 2008 zusammengefasst:

- > Die in der letzten Aktualisierung leicht veränderte **Ökofaktor-Formel** hat sich bewährt und wird beibehalten.
- > Bei CO₂ und weiteren Treibhausgasen wird ein Reduktionsziel von 80 % angesetzt. Dieses liegt im oberen Bereich der Bandbreite des Schweizer Reduktionsziels und innerhalb der Bandbreite der Reduktion, die für das Erreichen des 2 °C Ziels erforderlich ist.
- > Für die Bewertung der **Energie** wird das Fernziel des Bundes (2000 W pro Kopf) auf einen in der Gesetzgebung üblichen Zeithorizont von 2035 interpoliert.
- > Bei den Luftschadstoffen werden zusätzlich Ökofaktoren für **PAK und radioaktive Isotope** bereitgestellt.
- > Die Luftschadstoffe **PAK, Dioxine und Furane** sowie **Benzol** werden neu über ihr kanzerogenes Potenzial bewertet.
- > Bei den **Schwermetallemissionen** (sowohl in die Luft als auch in den Boden) wird weiterhin die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit als Ziel verwendet.
- > Bei den Wasserschadstoffen werden zusätzlich Ökofaktoren für **Ölemissionen in die Meere** bereitgestellt, basierend auf einem internationalen Abkommen zum

Schutze der Nordsee. Zudem werden erstmals auch Ökofaktoren für die Emissionen **radioaktiver Isotope und persistenter organischer Schadstoffe in Fließgewässer** bereitgestellt.

- > In manchen Gegenden der Welt ist **Süsswasser** eine knappe Ressource. Die mit der letzten Aktualisierung neu eingeführten regionalisierten Ökofaktoren, werden nun für alle Länder und – als Durchschnittswerte – auch für Kontinente angegeben. Der Ökofaktor für Wasser unbekannter Herkunft wird neu auf Basis der Knappheit in den OECD und den BRIC Staaten (Brasilien, Russland, Indien und China) ermittelt. Zudem kann die Wasserknappheit mithilfe eines Google Earth™ Layers für jedes Wassereinzugsgebiet individuell bestimmt werden.
- > Neu wird empfohlen, den Ökofaktor für **Süsswasser** auf die verbrauchende Nutzung des Wassers (und nicht die Wasserentnahme) anzuwenden.
- > In der Schweiz wird die Ressourceneffizienz zu einem relevanten Bereich der Umweltpolitik. Darum wurde neu ein Ökofaktor für **mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)** eingeführt. Als Grundlage für die Charakterisierung wird das Verhältnis von Jahresproduktion zu verfügbaren Reserven verwendet.
- > Neu werden Ökofaktoren für die **Landbeanspruchung** in verschiedenen Biomen ausgewiesen. Die Charakterisierung erfolgt neu auf der Basis der Auswirkungen von Landnutzungen auf die Pflanzen-Biodiversität von Flora und Fauna.
- > Neu werden Ökofaktoren für die **Lärmemissionen** des Strassen-, Schienen- und Luftverkehrs bereitgestellt.

Übersicht Ökofaktoren Schweiz 2013

Die folgende Tabelle zeigt die Ökofaktoren gemäss der Schweizer Situation. Faktoren für weitere Substanzen, die mittels Charakterisierung bestimmt wurden, sind in den Anhängen aufgeführt (Anh. A2 bis A8). Die Spalte «Aktueller Fluss» stellt die heutige Emissionssituation dar. Die Spalte «Normierungsfluss» stellt die Referenzgrösse dar. Sie ist meist identisch mit dem aktuellen Fluss. Die Spalte «Kritischer Fluss» repräsentiert das politisch gesetzte Ziel. Ist der aktuelle Fluss kleiner als der kritische Fluss, erfüllt die aktuelle Situation das Ziel.

Tab. A > Übersicht Ökofaktoren Schweiz 2013

	Normierungsfluss	Aktueller Fluss	Kritischer Fluss	Ökofaktor 2013	UBP pro
Emissionen in die Luft					
CO ₂	53 040 000 t CO ₂ -eq	53 040 000	10 766 000 t CO ₂ -eq	0.46	g CO ₂ -eq
Ozonschicht abbauende Substanzen	191 t R11-eq.	191	150 t R11-eq.	8 500	g R11-eq
NMVOC	89 025 t	89 025	81 000 t	14	g
NO _x	78 704 t	78 704	45 000 t	39	g
NH ₃ (als N)	51 463 t	51 463	25 000 t	82	g NH ₃ -N
SO ₂	12 861 t SO ₂ -eq	12 861	25 000 t	21	g SO ₂ -eq
PM10	20 470 t	20 470	12 000 t	140	g
PM2.5-10	20 470 t	9 741	5 710 ¹ t	140	g
PM2.5	20 470 t	10 729	6 290 t	140	g
Dieseleruss	1 661 t	1 661	208 t	38 000	g
Kanzerogene Substanzen (Benzol, Dioxine und Furane, PAK)	0.9 CTUh	0.9	0.576 CTUh	2.7 * 10 ¹²	CTUh
• Benzol	-	-	-	810	g
• Dioxine und Furane	-	-	-	7.9 * 10 ¹⁰	g
• PAK	-	-	-	1 400 ²	g BAP-eq
Blei	23 t	23	32 ³ t	22 000	g
Cadmium	1.26 t	1.26	1.65 ³ t	460 000	g
Quecksilber	1.05 t	1.05	2.22 t	210 000	g
Zink	378 t	378	260 ³ t	5 600	g
Radioaktive Emissionen	1.08 TBq C-14-eq	1.08	1 164 TBq C-14-eq	0.0008	kBq C-14-eq
Emissionen in Oberflächengewässer					
Stickstoff (als N)	36 197 t	28 656	19 875 t	57	g N
Phosphor (als P)	1 854 t	-	-	890	g P
CSB	37 002 t	37 002	73 527 t	6.8	g
Arsen	10.7 t	13.2	40 mg/kg	10 000	g
Blei	27.4 t	33.8	100 mg/kg	4 200	g
Cadmium	0.66 t	0.41	1 mg/kg	250 000	g
Chrom	22.6 t	53.1	100 mg/kg	12 000	g
Kupfer	81.1 t	51.2	50 mg/kg	13 000	g
Nickel	62.4 t	42.3	50 mg/kg	11 000	g
Quecksilber	0.20 t	0.21	0.5 mg/kg	860 000	g
Zink	123 t	176	200 mg/kg	6 200	g
Radioaktive Emissionen in Binnengewässer	0.289 TBq U-235-eq	0.289	36.14 TBq U-235-eq	0.22	kBq U-235-eq
Radioaktive Emissionen in Meere	3.85 TBq C14-eq	26	46.6 TBq C14-eq	81	kBq C14-eq
Ölemissionen Meere	6 210 t	9 596	7 403 t	270	g
AOX (als Cl)	249.6 t	249.6	1 200 t	170	g Cl
Chloroform	2.9 t	0.06	0.6 µg/m ³	3 400	g
PAK	0.328 t	0.0068	0.1 µg/m ³	14 000	g
Benzo(a)pyren (BaP)	15.7 kg	0.00033	0.01 µg/m ³	1 900 000	g
Hormonaktive Stoffe	2.9 kg E2-eq	2.9	19.2 kg E2-eq	7 800 000	g E2-eq
Persistente organische Schadstoffe	290 t 2,4,6-T-eq	290	72 t 2,4,6-T-eq	17	g 2,4,6-T-eq

	Normierungsfluss	Aktueller Fluss	Kritischer Fluss	Ökofaktor 2013	UBP pro
Emissionen in Grundwasser					
Stickstoff (als N)	34 000 t	34 000	17 000 t	120	g NO ₃ -N
Emissionen in den Boden					
Blei	29.4 t	13.9	19.4 g/ha.a	17 000	g
Cadmium	2.2 t	0.99	1.3 g/ha.a	270 000	g
Kupfer	118 t	73.4	58 g/ha.a	14 000	g
Zink	763 t	442	303 g/ha.a	2 800	g
Pflanzenschutzmittel (PSM)	8 241 t Glyphosat-eq	2 208	1 995 t	150	g Glyphosat-eq
Ressourcen					
Primärenergieträger	1 428 PJ-eq	1 538	693 PJ	3.4	MJ Öl-eq
Landnutzung, Siedlungsfläche	2 437 km ² .a SF-eq	3 027	3 535 km ² .a	300	m ² .a SF-eq
Mineralische Primärressourcen	904 t Sb-eq	904	904 t Sb-eq	1 100	g Sb-eq
Kies	33 460 1000 t	33 460	33 460 1000 t	0.03	g
Süsswasser Schweiz	2.61 km ³	2.61	10.7 km ³	23	m ³
Süsswasser OECD & BRIC	2.61 km ³	2 467	1 955 km ³	609	m ³
Abfälle					
C in Reaktordeponie	183 222 t	183 222	183 222 t	5.5	g C
Sonderabfälle in Untertagedeponien	37 223 t	37 223	37 223 t	27	g
Hochradioaktive Abfälle	146.6 m ³ HAA-eq	135 700 000	52 220 000 Mio. RTI	46 000	cm ³ HAA-eq
Lärm					
Lärm Strasse	803 882 sgP	715 754	436 058 sgP	3 400 000	sgP
• Personentransport				21	Fzkm
• Gütertransport				210	Fzkm
Lärm Bahn	803 882 sgP	60 934	32 754 sgP	4 300 000	sgP
• Personentransport				5.2	pkm
• Gütertransport				15	tkm
Lärm Flugzeug	803 882 sgP	27 194	15 042 sgP	4 100 000	sgP
• Personentransport				1.4	pkm
• Gütertransport				14	tkm

¹ Wert abgeleitet aus kritischem Fluss PM10 und Anteil PM2.5;

² Ökofaktor für PAK, Weltdurchschnitt;

³ Wert ermittelt auf Basis Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss der Emissionen in Boden

Zeitlicher Bezugsrahmen: Es liegen die im Jahr 2011 und 2012 verfügbaren aktuellsten Daten zu Grunde.

Genauigkeit: Die Flüsse sind für eine optimale Rückverfolgbarkeit nicht gerundet, sondern wie in den verwendeten Quellen angegeben.

Die Knappheitsfaktoren sind auf zwei signifikante Stellen gerundet.

> Hinweise zum Gebrauch

Die vorliegende Publikation «Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit und Anwendung auf die Schweiz (UBP 2013)» besteht aus drei Hauptteilen:

- > **Teil 1** erklärt die Eigenheiten der Ökobilanz als Methode zur Bestimmung der Umweltbelastung von Produkten (Güter und Dienstleistungen), Prozessen und Unternehmen und im Speziellen der Methode der ökologischen Knappheit, auch UBP-Methode genannt, und deren schweizerische Ausprägung. Er richtet sich an beruflich interessierte Personen, insbesondere an Auftraggeber von Ökobilanzen in Unternehmen und Verwaltung, an Politik und Medien. Das Kapitel «Basiswissen für Entscheidungsträger» erläutert in knapper Form, was der Fokus einer Ökobilanz ist, welches die Qualitätskriterien sind und wo die besonderen Stärken der UBP-Methode liegen.
Der ausführliche, thematisch strukturierte Katalog von Fragen und Antworten zu Ökobilanzen (frequently asked questions, FAQ) erlaubt es, sich punktuell zu vertiefen. Das Augenmerk liegt sowohl auf grundlegenden Informationen wie auf kritischen Aspekten.
- > **Teil 2** stellt die Methode der ökologischen Knappheit im Detail vor. Die Erläuterungen sind gedacht für ein professionelles Publikum von Auftraggebern, spezialisierten Anwendern und Wissenschaftlern in Forschung und Praxis. Der inhaltliche Schwerpunkt liegt auf den Grundlagen der Methode und den Formeln zur Herleitung der Ökofaktoren.
- > **Teil 3** erläutert die Anwendung der Methode auf die Verhältnisse in der Schweiz. Er beschreibt im Detail die Herleitung der Ökofaktoren. Fachleute finden hier die wissenschaftlich und umweltpolitisch hergeleiteten Grössen der bewerteten Emissionen und Ressourcen.

Teil 1

> Ökobilanzen kurz erklärt

Teil 1 erklärt die Eigenheiten der Ökobilanz als Methode zur Bestimmung der Umweltbelastung von Produkten (Güter und Dienstleistungen), Prozessen und Unternehmen und im Speziellen der Methode der ökologischen Knappheit, auch UBP-Methode genannt, und deren schweizerische Ausprägung.

1 > Basiswissen für Entscheidungsträger

Zielgruppe: Beruflich interessierte Personen, insbesondere Auftraggeber von Ökobilanzen in Unternehmen und Verwaltung, Politiker und Medienschaffende.

Eine Ökobilanz bestimmt die Umweltbelastung von Produkten, Prozessen, Dienstleistungen, Betrieben oder ganzen Volkswirtschaften. Die typische Form ist die Produktbilanz mit ihrem Fokus auf den gesamten Lebensweg eines Produkts, von der Rohstoffgewinnung über Herstellung und Gebrauch bis zur Entsorgung unter Einbezug aller Transporte. Die Ökobilanz erfasst innerhalb des gesteckten Untersuchungsrahmens den Verbrauch von Energie und Rohstoffen, den Ausstoss schädlicher Stoffe in Luft, Wasser und Boden sowie den Verkehrslärm. Die einzelnen Emissionen und Ressourcenentnahmen werden im Hinblick auf ihre Umweltwirkung bewertet und in mehreren Indikatoren oder einer einzigen Kennzahl zusammengefasst. Ökobilanzen werden als Hilfe bei Variantenentscheiden, zur Betriebsoptimierung und Bewusstseinsbildung sowie als ökologischer Leistungsausweis eingesetzt. Zum Beispiel kann eine Behörde auf Basis einer Ökobilanz entscheiden, ob sich die Einführung einer Grünabfuhr aus Umweltsicht lohnt oder Konsumenten können sich über die möglichen Umweltvorteile saisongerechter einheimischer Tomaten informieren. Wegen der Betrachtung über den Produktlebensweg werden Ökobilanzen auch Lebenszyklus-Analysen genannt (engl. *life cycle assessment*, LCA).

Was ist eine Ökobilanz

Eine Ökobilanzierung läuft gemäss internationaler Norm (International Organization for Standardization (ISO) 2006a) in folgenden vier Phasen ab: Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen, Erstellen der Sachbilanz, Wirkungsabschätzung sowie Auswertung und Interpretation. Die ISO-Norm definiert zudem Qualitätsanforderungen. Dazu gehört in jedem Fall eine kritische Prüfung der Resultate (*critical review*), beispielsweise durch einen in der Studie nicht involvierten Spezialisten. Das BAFU empfiehlt darüber hinaus, die Wirkung mit mehr als einer Methode abzuschätzen, um zusätzliche Sicherheit über die Richtung der Aussage zu erlangen. Zudem soll die der Untersuchung zugrunde liegende Werthaltung transparent gemacht werden. Die Kriterien des BAFU sollen sicherstellen, dass das Prinzip des *true and fair view* eingehalten wird (Schwegler et al. 2011).

Verlässliches Gesamtbild

In der Phase der Wirkungsabschätzung werden die in der Sachbilanz ermittelten Daten zu Emissionen und Ressourcenverbrauch bewertet. Ohne eine solche Bewertung wären Ökobilanzdaten nicht aussagekräftig. Ein Beispiel: Aufgrund der Information, dass in Variante A 2 Gramm mehr Pflanzenschutzmittel in die Umwelt gelangen, während Variante B 50 Gramm mehr CO₂ verursacht, könnte man keine Entscheide treffen.

Notwendige Werthaltung

Um die unterschiedlichen Varianten vergleichen zu können, muss den einzelnen Emissionen eine Wirkung zugeordnet werden. Diese Wirkungen werden gewichtet, wobei es grundsätzlich zwei Ansätze gibt: Schadensmodellierung und Differenz zur Toleranzmenge (engl. Fachbegriff *distance to target*). Bei der Schadensmodellierung wird versucht, wissenschaftlich fundiert die Schäden an der menschlichen Gesundheit und

an Ökosystemen sowie die Entnahmen von Ressourcen abzubilden. Der Wertmassstab, der in der Gewichtung zum Ausdruck kommt, wird in der Regel von einem Expertenpanel festgesetzt.

Beim Differenz-Ansatz ist der Massstab an länder- oder regionalspezifische Emissions- und Verbrauchsziele gekoppelt. Zu diesen Ansätzen gehören z. B. EDIP (Hauschild & Wenzel 1998) und ECER (Wang et al. 2011) sowie die in dieser Publikation vorgestellte Methode der ökologischen Knappheit. Letztere gewichtet Emissionen und Ressourcenverbrauch mittels Ökofaktoren. Die Ökofaktoren berechnen sich aus dem Verhältnis der aktuellen Emissions- respektive Verbrauchszahlen zu den Toleranzwerten, die sich aus rechtlich oder politisch verankerten Umweltqualitätszielen ergeben. Der Ökofaktor wird in Umweltbelastungspunkten (UBP) pro Mengeneinheit ausgedrückt. Für jede berücksichtigte Emission oder Ressource ergibt sich nach Multiplikation mit der ermittelten Menge eine Anzahl UBP, die schliesslich zu einem Total addiert wird. Dieses Verfahren wird Vollaggregation genannt. Die Methode der ökologischen Knappheit wird aufgrund der resultierenden Punkte auch als UBP-Methode bezeichnet.

Die UBP-Methode weist zahlreiche Vorzüge auf:

Überzeugende Vorteile

- > Sie vermittelt ein Gesamtbild, das den tatsächlichen Verhältnissen entspricht. Indem die UBP-Methode ein breites Spektrum relevanter Umweltbelastungen einbezieht, erfüllt sie den wichtigsten Anspruch des *true and fair view*. Der vollaggregierende Ansatz schliesst aus, dass nur ausgewählte Emissionen betrachtet und andere entscheidende Faktoren weggelassen werden. Beispielsweise wäre eine Untersuchung von Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen nicht umfassend und damit nicht aussagekräftig, wenn lediglich die Treibhausgasemissionen betrachtet würden. Für ein verlässliches und verständliches Gesamtbild ist es entscheidend, auch die anderweitigen Auswirkungen des Anbaus von Nutzpflanzen zu berücksichtigen wie den Verbrauch von Dünger, Pestiziden, Boden, Energie und Wasser. Dank der Zusammenfassung der Resultate in einer einzigen Zahl, ist das Resultat auch für ungeübte Anwender verständlich und nutzbar.
- > Die UBP-Methode richtet sich explizit nach den gesetzlich verankerten und demokratisch legitimierten Umweltqualitätszielen. Damit ist der Ansatz Ausdruck einer klaren, transparenten und mehrheitsorientierten Werthaltung. Diese Art der Bewertung stellt einen Mehrwert dar, indem sie den Anwender mit nachvollziehbaren und eindeutigen Ergebnissen versieht.
- > Die UBP-Methode ist breit abgestützt und mit einem Überprüfungssystem ausgestattet. Zur Vermeidung von Willkür sieht sie eine klare Aufgabenteilung der Akteure vor, die sich mit dem Prinzip der Gewaltentrennung vergleichen lässt. Die Wissenschaften (Physik, Chemie, Biologie, Medizin) liefern grundlegende Erkenntnisse über die Giftigkeit von Stoffen, die Treibhauswirkung von emittierten Gasen und die Gesundheitsgefährdung durch Lärm. Der Gesetzgeber und darauf aufbauend die zuständigen Ämter entwickeln aus diesen Erkenntnissen Umweltqualitätsziele und legen damit die Grundlagen für den Bewertungsmassstab fest. Die Ersteller der Ökobilanz (Industrieunternehmen, Beratungsunternehmen, Forschungsinstitute) schliesslich wenden den Bewertungsmassstab an, ohne ihn zu verändern.
- > Da Methode und Bewertungsmassstab getrennt sind, ist der UBP-Ansatz weltweit anwendbar. Neben der Schweiz, wo der Ansatz zunächst entwickelt wurde, setzen

ihn Länder wie Belgien, Schweden, Norwegen, die Niederlande, Jordanien und Japan ein. Voraussetzungen sind politisch definierte Umweltziele des betreffenden Landes und Kenntnis der aktuellen Emissionssituation, um abgestimmte Bewertungsmassstäbe festzulegen. Dank der Anpassungsmöglichkeit für verschiedene Länder sind spezifische Aussagen möglich. Beispielsweise wird die Emission von Feinstaub in Ländern mit überschrittenem Grenzwert höher gewichtet als in Ländern, wo dies nicht der Fall ist.

- > Die Schweizer Ausprägung der UBP-Methode richtet sich nach den in der schweizerischen Gesetzgebung verankerten Umweltqualitätszielen und Grenzwerten. Nach Ansicht des BAFU ist sie deshalb ein Referenzmassstab für Untersuchungen, welche die Schweiz betreffen. Für in der Schweiz tätige Unternehmen ermöglicht die Methode eine angemessene Bestimmung der Umweltbelastung.
- > Die UBP-Methode bewertet eine breite Palette von Verbräuchen und Emissionen. In der Schweizer Ausprägung sind das: Wasserressourcen, Energieressourcen, mineralische Primärressourcen, Landnutzung, Treibhausgase, Ozonschicht abbauende Substanzen, wichtigste Luftschadstoffe und Partikel, krebserregende Substanzen in Luft und Wasser, Schwermetalle in Luft, Wasser und Boden, Wasserschadstoffe, Pflanzenschutzmittel, radioaktive Emissionen in Luft und Wasser, radioaktive und nicht radioaktive Abfälle sowie Verkehrslärm.

2 > Fragen und Antworten zu Ökobilanzen (FAQ)

Übersicht über die 35 Fragen, gegliedert in 22 allgemeine Fragen zur Ökobilanzierung und 13 spezifische Fragen zur Methode der ökologischen Knappheit.

2.1 Ökobilanzen im Allgemeinen

- 2.1.1 Was wird in einer Ökobilanz berechnet?
- 2.1.2 Wie erstellt man eine Ökobilanz?
- 2.1.3 Was gehört zu einer guten Ökobilanz?
- 2.1.4 Was bedeutet ISO 14040?
- 2.1.5 Was leisten Ökobilanzen?
- 2.1.6 Was leisten Produkt- und Betriebs-Ökobilanzen nicht?
- 2.1.7 Bewertet eine Ökobilanz auch Risiken?
- 2.1.8 Wann kann ich einer Ökobilanz trauen?
- 2.1.9 Wie können unterschiedliche Umweltbelastungen verglichen werden?
- 2.1.10 Gibt es gute und schlechte Fragen für Ökobilanzen?
- 2.1.11 Was ist eine funktionelle Einheit?
- 2.1.12 Welchen Einfluss haben Systemgrenzen?
- 2.1.13 Braucht es in einer Ökobilanz eine explizite Bewertung?
- 2.1.14 Weshalb sollten unterschiedliche Bewertungsmethoden angewendet werden?
- 2.1.15 Was bedeutet Allokation?
- 2.1.16 Was bedeutet Vollaggregation?
- 2.1.17 Was ist eine Sensitivitätsanalyse?
- 2.1.18 Weshalb ist eine kritische Prüfung der Resultate notwendig?
- 2.1.19 Welchen Einfluss hat der Auftraggeber auf das Resultat?
- 2.1.20 Was bedeutet true and fair view?
- 2.1.21 In welchen Bereichen nimmt die Bedeutung von Ökobilanzen zu?
- 2.1.22 Was ist Öko-Effizienz?

2.2 Die Methode der ökologischen Knappheit (UBP-Methode)

- 2.2.1 Umweltbelastungspunkte: Willkür oder Wissenschaft?
- 2.2.2 Weshalb wird die Wissenschaftlichkeit der UBP-Methode in Frage gestellt?
- 2.2.3 Die Anwendung der UBP-Methode in der Schweiz ist vorteilhaft. Weshalb?
- 2.2.4 Lässt sich die UBP-Methode auch auf andere Länder anwenden?
- 2.2.5 Sind Verhältnisse im Inland ein sinnvoller Massstab für Umweltverschmutzung im Ausland?
- 2.2.6 Was sind die Stärken der UBP-Methode?
- 2.2.7 Was sind die Schwächen der UBP-Methode?
- 2.2.8 Was ist ein Ökofaktor?
- 2.2.9 Ist es zulässig, den Bewertungsmaßstab immer wieder anzupassen?
- 2.2.10 Wie werden Stoffe bewertet, für die mehrere gesetzlich festgelegte Ziele bestehen?
- 2.2.11 Ist die UBP-Methode transparent?
- 2.2.12 Weshalb orientiert sich die UBP-Methode nicht nur an der Schädlichkeit von Stoffen?
- 2.2.13 Kann man Auswirkungen auf die Biodiversität messen?

Alphabetisches Schlagwortverzeichnis

Allokation	Kap. 2.1.15
Anpassung	Kap. 2.2.9
Aufbau	Kap. 2.1.2
Auftraggeber	Kap. 2.1.19
Ausland	Kap. 2.2.5
Bedeutung	Kap. 2.1.5
Berechnung	Kap. 2.1.1
Bewertung	Kap. 2.1.13
Bewertungsmethoden	Kap. 2.1.14
Biodiversität	Kap. 2.2.13
Fokusbereiche	Kap. 2.1.21
Fragestellung	Kap. 2.1.10
Funktionelle Einheit	Kap. 2.1.11
Grenzen	Kap. 2.1.6
International	Kap. 2.2.4
ISO-Normen	Kap. 2.1.4
Kritische Prüfung	Kap. 2.1.18
Mehrfachbewertung	Kap. 2.2.10
Öko-Effizienz	Kap. 2.1.22
Ökofaktor	Kap. 2.2.8
Qualität	Kap. 2.1.3
Risiko	Kap. 2.1.7
Schädlichkeit	Kap. 2.2.12
Schwächen	Kap. 2.2.7
Schweiz	Kap. 2.2.3
Sensitivitätsanalyse	Kap. 2.1.17
Stärken	Kap. 2.2.6
Systemgrenzen	Kap. 2.1.12
Transparenz	Kap. 2.2.11
True and fair view	Kap. 2.1.20
UBP-Methode	Kap. 2.2.1
Vergleichsbasis	Kap. 2.1.9
Vertrauenswürdigkeit	Kap. 2.1.8
Vollaggregation	Kap. 2.1.16
Wissenschaft	Kap. 2.2.2

2.1 Ökobilanzen im Allgemeinen

2.1.1 Was wird in einer Ökobilanz berechnet?

Berechnung

Die Idee hinter der Methode der Ökobilanz ist, Umweltbelastungen in Zahlen darzustellen.

Zu den Zahlen gelangen die Wissenschaftler über zwei Stufen: Sachbilanz und Wirkungsabschätzung. In der Sachbilanz erfassen sie die benötigten Rohstoff- und Energiemengen sowie die Emissionen für jeden einzelnen Verarbeitungsprozess. Fiktives Beispiel: Ein untersuchtes Produkt verursacht von der Rohstoffgewinnung über die Herstellung und Nutzung bis zur Entsorgung Emissionen von 180 g Kohlendioxid (CO₂), 10 g Methan (CH₄) und 7 g Stickoxiden (NO_x), vgl. Tab. 1.

Für eine solche Sachbilanz braucht es detaillierte Umwelt- und Produktdaten, die für viele Prozesse, insbesondere standardmässige wie die Herstellung von Heizöl oder Zement, in Ökobilanzdatenbanken zu finden sind. Zu den weltweit umfassendsten Datenbanken gehört ecoinvent, die von mehreren Schweizer Forschungsinstitutionen getragen wird. Sie zeichnet sich insbesondere durch eine grosse Transparenz bei der Datenherleitung aus.

Auf Basis der Sachbilanz werden im nächsten Schritt die Auswirkungen auf Umwelt und menschliche Gesundheit ermittelt. Dazu werden Emissionen und Ressourcen klassifiziert und charakterisiert. Die Klassifizierung ordnet die Emissionen einzelnen Wirkungskategorien zu. Zum Beispiel trägt Methan zur Klimaerwärmung, nicht aber zur Überdüngung bei. Im zweiten Schritt werden die klassifizierten Emissionen je Wirkungskategorie charakterisiert, das heisst anhand wissenschaftlicher Erkenntnisse auf eine einheitliche Grösse gebracht. So ist die Wirkung von Methan im Bereich der Klimaerwärmung 25mal stärker als diejenige von Kohlendioxid. Damit verursacht ein Kilogramm Methan eine Wirkung, die 25 Kilogramm so genannter CO₂-Äquivalente entspricht.

Die Gewichtung legt fest, als wie schwerwiegend die Umweltwirkungen einer Kategorie im Vergleich zu den Wirkungen anderer Kategorien eingestuft werden. Dazu gibt es mehrere Ansätze. Die meisten Methoden lassen sich in eine der beiden grundlegenden Kategorien einteilen: Schadensmodellierung oder Differenz zur Toleranzmenge (engl. Fachbegriff distance to target). Bei der Schadensmodellierung wird zum Beispiel auf Grund von Modellen errechnet, um wie viele Jahre sich ein Menschenleben verkürzt oder wie viele Pflanzenarten aus einem Gebiet verschwinden, wenn ein bestimmter Schadstoff in die Umwelt gelangt. Beim Differenz-Ansatz sind die gesetzlich festgelegten Umweltqualitätsziele der Massstab: Je mehr die tolerierte Emissions- oder Rohstoffmenge überschritten wird, desto stärker wird die Belastung gewichtet.

Die in dieser Publikation dargelegte Methode der ökologischen Knappheit gehört zur zweiten Kategorie. Sie summiert sämtliche Umweltwirkungen unter der Masseinheit Umweltbelastungspunkte (UBP). Daher wird sie auch als UBP-Methode bezeichnet. Die in der Sachbilanz ermittelten Mengen werden mit ihrem jeweiligen → Ökofaktor multipliziert. Im Beispiel: 0.46 UBP pro Gramm CO₂, 12 UBP pro Gramm CH₄,

39 UBP pro Gramm NO_x. Die UBP-Zahlen aller gewichteten Emissionen und Verbräuche werden schliesslich zu einer Gesamtpunktzahl addiert. Im fiktiven Beispiel also 83 UBP + 120 UBP + 273 UBP = 476 UBP.

Tab. 1 > Berechnung UBP

Emission	Wirkungskategorie	Charakterisierung	UBP pro Gramm	Menge	Summe
Kohlendioxid (CO ₂)	Treibhausgase	1 CO ₂ -Äquivalent	0.46	180 g	83 UBP
Methan (CH ₄)	Treibhausgase	25 CO ₂ -Äquivalente	12 (= 0,46 * 25)	10 g	120 UBP
Stickoxide (NO _x)	Stickoxide	-	39	7 g	273 UBP
Total					476 UBP

2.1.2 Wie erstellt man eine Ökobilanz?

Aufbau

Eine Ökobilanz besteht aus vier Elementen und wird in Phasen erstellt.

Nach internationalem Standard (International Organization for Standardization (ISO) 2006a) besteht eine Ökobilanz aus vier Phasen:

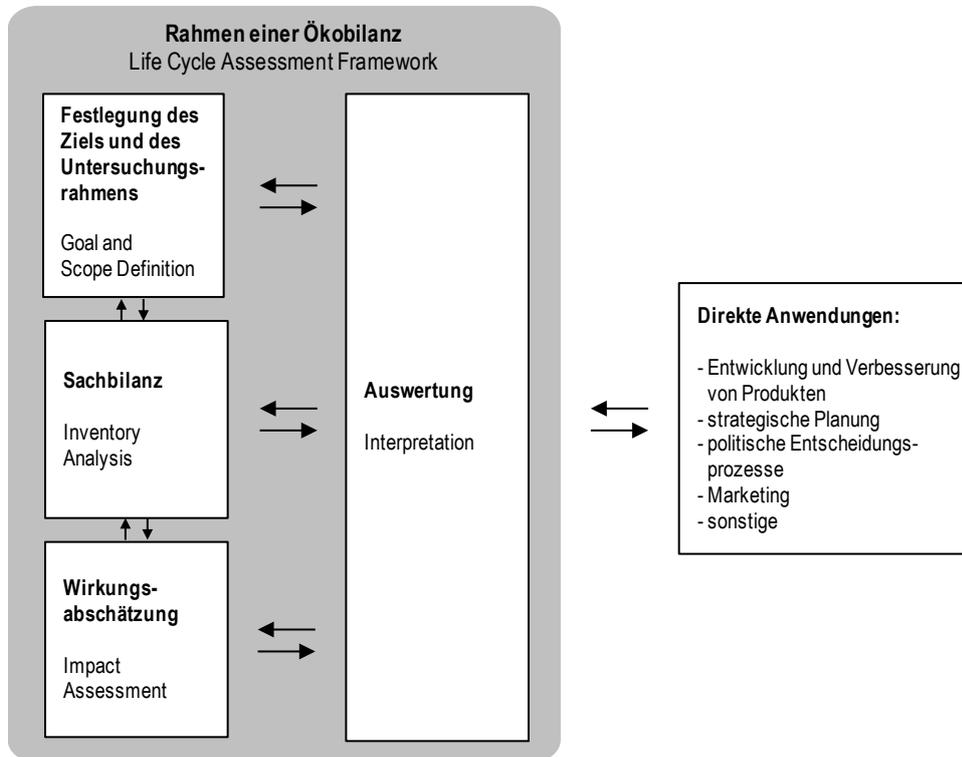
1. Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen,
2. Sachbilanz,
3. Wirkungsabschätzung,
4. Auswertung/Interpretation.

In der Praxis werden diese Phasen oft mehrfach durchlaufen, um die Resultate zu verfeinern. In jede neue Runde fliessen die bis dahin gewonnenen Erkenntnisse ein.

Zu Phase 1): Vor allem die Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen wirkt sich wesentlich auf das Resultat aus, da diese Phase die zu treffenden Annahmen, Einschränkungen und die Abgrenzung des untersuchten Systems bestimmt (→ Systemgrenzen). Bei der Prüfung von mehreren Varianten wird die erbrachte Leistung auf einheitlicher Basis verglichen. Vergleichsgrösse ist die → funktionelle Einheit. Zum Vergleich der Umweltbelastung von Personenwagen beispielsweise kann als funktionelle Einheit die Umweltbelastung pro Kilometer und transportierte Person gewählt werden. Wenn verschiedene Varianten des Händetrocknens verglichen werden sollen, könnte die funktionelle Einheit «1000 getrocknete Händepaare» heissen.

Die Phasen 2) und 3) werden oben beschrieben (→ Berechnung). In Phase 4) werden die Resultate interpretiert und zugleich die vorangehenden Schritte kritisch geprüft: Ist die Untersuchung vollständig und konsistent? Eine Fehlerrechnung gibt den Unsicherheitsbereich der Resultate an. Die → Sensitivitätsanalyse zeigt auf, wie stabil die Resultate sind, wenn einzelne Parameter (z. B. die Durchschnittsgeschwindigkeit der Personenwagen oder der Strommix für elektrisch betriebene Händetrockner) verändert werden. Darüber hinaus weist eine Studie die wichtigsten Beiträge zur gesamten Umweltbelastung eines Produkts aus (Relevanzanalyse), beurteilt gegebenenfalls Produkt- oder Prozessalternativen und formuliert Handlungsempfehlungen.

Abb. 1 > Vier Phasen einer Ökobilanz



2.1.3 Was gehört zu einer guten Ökobilanz?

Qualität

Grundsätzlich soll eine Studie umfassend, transparent, nachvollziehbar, fair und somit vertrauenswürdig sein.

Annahmen und Vorgehen müssen offengelegt werden und zum Studienrahmen passen. Die Normenreihe ISO 14040 (International Organization for Standardization (ISO) 2006a) enthält hierzu zahlreiche Regeln. Wichtig ist, dass die → funktionelle Einheit, auf welche die Studie ausgerichtet ist, sachlich überzeugend definiert ist, dass geeignete Daten und Bewertungsmethoden (→ Bewertung) verwendet werden, die wichtigen Annahmen (selbst-)kritisch hinterfragt werden und dass die Resultate in der Auswertung nicht stärker strapaziert werden, als es die Datenqualität zulässt. Besonders zu beachten ist dies bei Ökobilanzen, deren Resultate erhebliche finanzielle Interessen berühren. Wichtig ist deshalb, dass die mit dem Projekt betrauten Personen genügend Erfahrung haben, um die relevanten Elemente erkennen zu können.

Ein zentrales Instrument zur Qualitätssicherung ist die in dieser Norm beschriebene → kritische Prüfung, englisch critical review. Es gibt drei Arten einer solchen kritischen Prüfung:

- > intern durch nicht in die Studie involvierte Experten innerhalb des beauftragten Büros,
- > extern durch Experten, die vom beauftragten Büro unabhängig sind,

- > durch ein Panel, das aus mindestens drei unabhängigen Experten besteht und welches nebst Ökobilanz-Fachleuten auch Personen aus interessierten Kreisen umfassen kann.

Gemäss ISO 14040 ist der Bericht der kritischen Prüfung gemeinsam mit dem Studienergebnis zu publizieren. Welche Art von kritischer Prüfung angewendet wird, richtet sich einerseits nach den Anforderungen der ISO Norm 14040 und 14044 und andererseits (falls auf die ISO-Konformität verzichtet werden soll) nach Umfang und Bedeutung der Ökobilanzstudie. Bei der Objektivierung der Resultate hilft die Frage: «Wäre dasselbe Resultat entstanden, wenn die Studie für den Konkurrenten des Auftraggebers erstellt worden wäre?»

2.1.4 Was bedeutet ISO 14040?

ISO-Normen

ISO 14040 ist die Bezeichnung der international standardisierten Norm zur Durchführung von Ökobilanzen.

Die Vorgehensweise bei der Ökobilanzierung mit den erwähnten vier Phasen (→ Aufbau) ist in einer internationalen Norm festgelegt. ISO 14040 (International Organization for Standardization (ISO) 2006a) beschreibt Grundsätze und Rahmenbedingungen, ISO 14044 (International Organization for Standardization (ISO) 2006b) definiert Anforderungen und liefert praktische Anleitungen für die Verfahrensschritte. Wichtig sind insbesondere die Grundlagen für die Festlegung besonders kritischer Bereiche: Abstecken der → Systemgrenzen, Definition der → funktionelle Einheit, → Allokationen und Wirkungsabschätzung.

Eine viel diskutierte Bestimmung der Norm ist, dass sie die Anwendung von vollaggregierenden Bewertungsmethoden zwar für interne Ökobilanzstudien und für die betriebliche Anwendung zulässt, nicht aber für Studien, welche Produkte am Markt vergleichen. Dies suggeriert, dass → Vollaggregation in jedem Fall zu Intransparenz führt, und hat eine eigenartige Konsequenz: Würde die Norm in diesem Punkt strikte befolgt, könnten zwar auf Basis vollaggregierender Methoden Entscheide gefällt werden, so z. B. jener von einiger Tragweite hinsichtlich der Befreiung von Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen von der Mineralölsteuer. Hingegen dürften die den Entscheid begründenden Punkteresultate der UBP-Methode nicht publiziert werden, obwohl sie sich aufgrund leichter Verständlichkeit für eine Veröffentlichung eignen.

Nach Ansicht verschiedener Ökobilanzexperten wird die Norm in diesem Punkt der Entwicklung und dem heutigen Stand von Bewertungsmethoden nicht gerecht und entspricht auch nicht dem Öffentlichkeitsprinzip. Das BAFU ist der Meinung, dass die Anwendung vollaggregierender Methoden die Entscheidungsfindung erleichtert. Die ISO-Normen 14040/44 haben aber massgeblich dazu geführt, dass die Ökobilanzierung heute in geordneten und nachvollziehbaren Prozessen abläuft.

2.1.5 Was leisten Ökobilanzen?

Bedeutung

Ökobilanzen liefern die Grundlage für umweltrelevante Variantenentscheide.

Die Alternativen werden anhand einer einheitlichen Basis verglichen und bewertet. Untersucht werden können Varianten von Produkten und Prozessen, Vorher-Nachher-Situationen bei Betrieben oder ganze Volkswirtschaften. Auch kann die ökologische Relevanz von Betriebsbereichen und das damit verbundene Verbesserungspotenzial aufgezeigt werden.

Seit ihrem Aufkommen Mitte der Achtzigerjahre konnten Ökobilanzstudien zahlreiche Vorurteile widerlegen. Kunststoffe hatten – und haben teilweise immer noch – einen schlechten Ruf, weil sie auf Basis von Erdöl hergestellt werden. Ökobilanzen konnten jedoch aufzeigen, dass Kunststoffe in gut optimierten Verpackungen gegenüber den nachwachsenden und deshalb auf den ersten Blick umweltfreundlicher erscheinenden Konkurrenzmaterialien Papier und Karton oder auch gegenüber Glas ökologisch vorteilhaft sein können. Dies dank ihrem geringen Gewicht und der Tatsache, dass die Herstellung alternativer Materialien ebenfalls fossile Energieträger benötigt. Nach dem Aufkommen von Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen konnten Ökobilanzen ein weiteres Mal nachweisen, dass «natürlich» nicht automatisch umweltschonend bedeutet. In diesem Fall schlagen die energieaufwendigen Herstellungsverfahren sowie der umweltbelastende intensive Anbau der landwirtschaftlichen Rohstoffe negativ zu Buche.

2.1.6 Was leisten Produkt- und Betriebs-Ökobilanzen nicht?

Grenzen

Ökonomische, soziale und rechtliche Aspekte sowie Risiken werden von Ökobilanzen nicht behandelt.

Ökobilanzen lassen insbesondere Fragen der Konformität von Bauprojekten mit dem Umweltrecht ausser Acht: Diese werden im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung geprüft. Ebenfalls nicht untersucht wird das Umweltrisiko (→ Risiko). Darüber hinaus ist zu beachten, dass Ökobilanzen nur die in der Zieldefinition beschriebene Fragestellung beantworten und nicht darüber hinausgehend interpretiert werden sollten (→ Fragestellung).

Eine gewisse Einschränkung des Untersuchungsrahmens rührt von der Verfügbarkeit von Daten zu Prozessen und Halbfabrikaten her. Auch wenn die Ökobilanzdatenbanken laufend aktualisiert werden, stehen noch nicht in allen Bereichen genügend gute Daten öffentlich zur Verfügung, beispielsweise bei der sich schnell wandelnden Elektronik.

Eine Ökobilanz ist nicht «richtig» oder «falsch», sondern sie ist so gut, wie die darin getroffenen Annahmen und die verwendeten Daten und Methoden zur Fragestellung und zum Untersuchungsgegenstand passen. Immer müssen auch Entscheide gefällt, Einschränkungen gemacht und Bewertungen vorgenommen werden, die auf Werturteilen basieren. Und jede Bewertungsmethode weist blinde Flecken auf. Somit ist prinzipiell jede Ökobilanzstudie diskussionswürdig. Rezepte gegen Fehlinterpretation, Willkür und Manipulation sind: Transparenz, einheitliche Qualitätsvorgaben (→ true and fair view) sowie kompetente und erfahrene Studienautoren.

2.1.7 Bewertet eine Ökobilanz auch Risiken?

Risiko

Nein, eine Ökobilanz ist keine Risikoanalyse.

Eine Ökobilanz betrachtet bei der Untersuchung von Prozessen den geordneten Normalbetrieb. Regelmässig auftretende Ereignisse werden von der Ökobilanz berücksichtigt, während aussergewöhnliche Ereignisse mit geringer Wahrscheinlichkeit, aber grossen Auswirkungen (z. B. Unfälle) aus methodischen Gründen in der Regel nicht berücksichtigt werden. So gehört es beispielsweise zum Normalbetrieb einer Gasleitung, dass ein Anteil Methan aus Lecks austritt. Die Ökobilanz berücksichtigt die Klimawirkung dieser Emission. Hingegen wird das damit verbundene Explosionsrisiko nicht berücksichtigt, da es glücklicherweise nur sehr selten zu derartigen Unfällen kommt. Eine vollständige Beurteilung der Risiken geschieht durch eine eigenständige Risikoanalyse.

2.1.8 Wann kann ich einer Ökobilanz trauen?

Vertrauenswürdigkeit

Wenn sie umfassend, transparent und nachvollziehbar ist.

Eine vertrauenswürdige Ökobilanz erfüllt eine ganze Reihe von Qualitätskriterien (→ Qualität). Die Vorgaben der → ISO-Norm sind eine nützliche Orientierungshilfe. Entscheidend sind Unabhängigkeit und Erfahrung der beauftragten Ökobilanzexperten. Um ihren guten Ruf zu wahren, müssen sie sich unter Umständen auch gegen die Interessen ihrer → Auftraggeber behaupten. Auch für die → kritische Prüfung gilt: Je unabhängiger und erfahrener der beigezogene Experte, desto vertrauenswürdiger die Studie.

Eine seriöse Studie ist prinzipiell nachvollziehbar und transparent. Um dem Grundsatz des → true and fair view zu entsprechen, muss die Beurteilung des Untersuchungsgegenstands umfassend sein. In der Wirkungsabschätzung sollte der Umfang sämtlicher zu erwartender Umweltwirkungen deutlich werden.

2.1.9 Wie können unterschiedliche Umweltbelastungen verglichen werden?

Vergleichsbasis

Das Vergleichen geschieht auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse und erfordert einen Wertmassstab.

So unterschiedliche Umweltbelastungen wie Luftverschmutzung und Wasserverbrauch auf einen Nenner zu bringen, ist eine der zentralen methodischen Herausforderungen von Ökobilanzen. Dies geschieht in zwei Schritten. Der erste Schritt, die so genannte Charakterisierung, betrifft die relative Umweltbelastung innerhalb einer bestimmten Gruppe von Stoffen. In der Kategorie hormonaktive Stoffe zum Beispiel wird aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse bestimmt, wie gross das Potenzial hormoneller Beeinflussung einzelner Stoffe ist. In diesem Fall heisst der gemeinsame Nenner «östrogenes Potenzial». Ähnliche vergleichende Einschätzungen gibt es für Treibhausgase, Energieressourcen, Pflanzenschutzmittel, versauernde Substanzen, radioaktive Emissionen und weiteres (→ Berechnung).

Im zweiten Schritt geht es um die Gewichtung der verschiedenen Stoffkategorien zueinander, also beispielsweise darum, wie das östrogene Potenzial generell im Vergleich zum Treibhauspotenzial gewichtet wird. Schadensorientierte Ansätze wie ReCiPe 2008 oder Eco-indicator 99 bilden Schadenskategorien (sogenannte Schutzgüter), nämlich menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcenverbrauch. Zur Modellierung des Einflusses auf die menschliche Gesundheit werden Auswirkungen von Emissionen wie Strahlung oder Luftverschmutzung umgerechnet in eine Verkürzung der Lebenserwartung. Bei der Ökosystemqualität ist der Massstab der potenzielle Rückgang der Artenvielfalt, der etwa durch Versauerung oder Pflanzenschutzmittel ausgelöst wird. Der Ressourcenverbrauch kann im zusätzlichen Energieaufwand für den zukünftigen Abbau schwächer konzentrierter Erze in der Einheit Megajoule gemessen werden. Die Gewichtung der Schadenskategorien zueinander berücksichtigt beispielsweise die Schäden an den Schutzgütern und deren mögliche Umkehrbarkeit. Bei einzelnen Methoden (ReCiPe, Eco-indicator) wurde diese Gewichtung durch Umfragen festgelegt, und es stehen einige Standard-Gewichtungssets zur Verfügung. Damit kann der Anwender eigene Wertvorstellungen direkt einfließen lassen und hat damit einen Einfluss auf die Bewertung.

Die UBP-Methode basiert auf dem Differenz-Ansatz (engl. Fachbegriff *distance to target*) und gewichtet die Umweltwirkungen von Schadstoffemissionen und Ressourcenentnahmen mittels sogenannter → Ökofaktoren. Der Ökofaktor eines Stoffes leitet sich aus der Umweltgesetzgebung oder entsprechenden politischen Zielen und den heutigen Belastungssituationen ab. Je mehr die aktuellen Emissionen respektive der Verbrauch an Ressourcen das gesetzte Ziel überschreiten, desto grösser wird der Ökofaktor, ausgedrückt in Umweltbelastungspunkten (UBP). Bei dieser Methode hat der Anwender keinen Einfluss auf die Gewichtungsfaktoren (→ Stärken).

2.1.10 Gibt es gute und schlechte Fragen für Ökobilanzen?

Fragestellung

Eine klar definierte Frage ist Voraussetzung für jede aussagekräftige Ökobilanz.

Nur mit einer präzisen Fragestellung können die auf das Untersuchungsziel abgestimmten Abgrenzungen des Untersuchungsgegenstandes vorgenommen und die passenden Daten aufbereitet werden. Fragen aus dem Alltag müssen klar definiert werden, damit sie sinnvoll beantwortet werden können. Dabei gilt es, die Intention der Frage beizubehalten.

Die Herausforderungen lassen sich an einem Beispiel gut aufzeigen. Eine Studie soll folgende alltägliche Frage beantworten: Soll ich mit Öl, Gas oder Holz heizen? Der Studienautor muss festlegen, wo dies geschieht (Schweiz, Skandinavien oder Australien?), und ob es sich um eine frühzeitige oder eine reguläre Ersatzinvestition handelt. Handelt es sich um eine frühzeitige Ersatzinvestition, wird die bestehende Heizung mit neuen Heizungen verglichen, um den optimalen Ersatzzeitpunkt zu ermitteln. Bei einer regulären Ersatzinvestition hingegen werden nur neue Heizungen miteinander verglichen.

Auch muss der Studienautor in der Ökobilanz berücksichtigen, woher die Rohstoffe kommen (Holz aus der Region oder von weit her?), wie trocken das Holz ist und welchen Wirkungsgrad die Heizungssysteme haben.

Fazit: Für Ökobilanzstudien in der Regel schlecht geeignet sind allgemein gestellte Fragen, wenn sie auf eine spezielle Situation angewendet werden sollen – und umgekehrt.

2.1.11 Was ist eine funktionelle Einheit?

Funktionelle Einheit

Sie ist die Vergleichsbasis einer Ökobilanz.

Die funktionelle Einheit ist eine zentrale Grösse einer Ökobilanzstudie. Sie ist der quantifizierte Nutzen der untersuchten Produkte oder Prozesse und dient als grundlegende Vergleichsbasis. Die Grösse hat wesentlichen Einfluss auf das Studienresultat, da sich sämtliche nachfolgende Analysen auf sie beziehen (siehe Beispiel bei → Systemgrenzen). Beispiele für funktionelle Einheiten sind: «Transport von 1 t Güter über 1 km», «1 kg gekochte Bohnen auf dem Esstisch», «1000 Liter Mineralwasser abgefüllt in Flaschen im regionalen Getränkelager» oder «1 m² staubgesaugter Teppich».

2.1.12 Welchen Einfluss haben Systemgrenzen?

Systemgrenzen

Die Wahl der Systemgrenzen hat entscheidenden Einfluss auf die Resultate der Ökobilanz.

Eine 100 % vollständige Ökobilanz gibt es nicht: In jeder Studie werden Prozesse ausgeklammert, da die Analyse sonst uferlos wäre. Es geht darum, die relevanten Aspekte zu erkennen und einzubeziehen. Die ISO Norm schlägt folgendes vor: Steuert ein Input weniger als einen zu definierenden Anteil an die Gesamtmasse, den Gesamtenergiebedarf oder die Gesamtumweltbelastung bei, kann dieser Input vernachlässigt werden (so genanntes Abschneidekriterium).

Auch zeitlich müssen Systemgrenzen gesetzt werden. Emissionen aus Deponien treten möglicherweise erst nach langer Zeit auf. Da muss beispielsweise entschieden werden, wie solche in der fernen Zukunft liegenden Einwirkungen berücksichtigt werden. Dabei gibt es meist nicht einfach richtig oder falsch. Die Grenzen der Analyse sind auf die Fragestellung und auf das zur Verfügung stehende Budget abzustimmen.

Das Setzen der Systemgrenzen legt also fest, welche mit dem Untersuchungsgegenstand verbundenen Prozesse in die Studie einbezogen werden. Das kann einen entscheidenden Einfluss auf das Resultat haben. Generell sollten die Grenzen nachvollziehbar sein und keine wesentlichen Faktoren ausklammern. Die Norm ISO 14044 (International Organization for Standardization (ISO) 2006b) bemerkt hierzu: «Das Weglassen von Lebenswegabschnitten, Prozessen, Inputs oder Outputs ist nur zulässig, wenn damit die allgemeinen Schlussfolgerungen der Studie nicht wesentlich verändert werden.» Die angewendeten Kriterien für das Weglassen müssen transparent gemacht werden.

Wie gross der Einfluss der gewählten Systemgrenzen sein kann, erläutert das Beispiel der Treibstoffe aus erneuerbaren Rohstoffen. Untersucht man die Herstellung von einem Liter Treibstoff von der Herstellung bis zum Verkauf an der Zapfsäule, so spricht man von einer Untersuchung des Lebenswegs von der Wiege bis zum Fabrik-

Tor (engl. Fachbegriff cradle to gate). Diese Wahl der Systemgrenzen bevorzugt fossile Brennstoffe, weil ihre CO₂-Emissionen erst in der nachfolgenden Gebrauchsphase auftreten. Die Umweltkosten von biogenen Treibstoffen hingegen fallen vor allem bei der landwirtschaftlichen Erzeugung der Ausgangsprodukte an. Weitere Verzerrungen treten auf, weil so u. a. nicht berücksichtigt wird, dass in der Regel mit einem Liter Diesel weiter gefahren werden kann als mit einem Liter Benzin.

Mit einer möglichst umfassenden Untersuchung des Lebenswegs können solche Verzerrungen reduziert werden. Ebenso wichtig ist eine geeignete Definition der → funktionelle Einheit: Im Beispiel sollte das ein gefahrener Autokilometer sein, nicht ein Liter Treibstoff. Wenn der Gebrauch des Produkts, hier also die Anwendung in einem Motorfahrzeug, einbezogen wird, dann erstreckt sich die Untersuchung des Lebenswegs von der Wiege bis zur Bahre (engl. Fachbegriff cradle to grave).

2.1.13 Braucht es in einer Ökobilanz eine explizite Bewertung?

Bewertung

Ja, denn um eine Bewertung – ob bewusst oder unbewusst – kommt man nicht herum.

Will man mit einer Ökobilanz einzig Art und Umfang der Umweltwirkungen eines Produktes oder Prozesses aufzeigen, so braucht es keine Bewertung. Das Resultat führt lediglich die einzelnen Umweltwirkungen wie Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial oder Bodenverbrauch der untersuchten Produkte auf.

Will man aber wissen, ob das eine Produkt gesamthaft gesehen eine höhere oder tiefere Umweltbelastung verursacht als das andere, dann müssen die verschiedenen Umweltwirkungen bewertet werden. Ansonsten besteht die Antwort lediglich aus den Informationen, dass Raps-Diesel u. a. einen höheren Flächenbedarf hat und mehr Nitrat ins Grundwasser emittiert, Erdöl-Diesel hingegen z. B. mehr CO₂-Emissionen und mehr Verschmutzung der Meere durch die Schiffstransporte verursacht. Diese Aussagen sind keine wirkliche Hilfe, um eine Entscheidung zu treffen. Eine Bewertung ist selbst dann erforderlich, wenn man von einem Produkt nur wissen will, wie viel die einzelnen Umweltwirkungen zu seiner gesamten Umweltwirkung beitragen.

Indem auf die Daten der Sachbilanz eine Bewertung angewendet wird, werden die verschiedenen Umweltwirkungen zueinander nach bestimmten Kriterien ins Verhältnis gesetzt und auf Basis dieser Messgrösse zusammengezählt. Das Ergebnis drückt die Umweltbelastung in einer einzigen Zahl aus. So kann sehr einfach beurteilt werden, welche Variante die Umwelt weniger belastet und wie bedeutsam die Unterschiede sind. Zudem wird ersichtlich, in welchen Bereichen gemessen an den gesetzlichen Umweltzielen besonders grosse Belastungen bestehen (→ Stärken).

Wird eine Ökobilanz ohne vordefinierte Bewertungsmethode zur Entscheidungsfindung benutzt, so geschieht dennoch eine implizite Bewertung der Resultate. Dabei gibt es grundsätzlich drei Möglichkeiten. Oft wird nur eine Umweltwirkung betrachtet, meist die Treibhausgasemissionen. Mit einem solchen Verfahren werden alle anderen Wirkungen gleich Null eingestuft, also vollständig ausser Acht gelassen. In weiteren Fällen wird methodisch gestützt innerhalb der jeweiligen Studie beurteilt. Dabei ist oft schwierig zu erkennen, welche Informationen und Interessen in welchem Masse in die Bewertung einfließen. Oder aber die Beurteilung geschieht ohne methodischen Rah-

men innerhalb der Studie, meist in Form eines Textes. Für Dritte ist da meist nicht leicht zu verstehen, auf welcher Basis die Aussagen beruhen.

Welcher Ansatz auch immer gewählt wird: Jeder anwendungsorientierten Auswertung von Resultaten liegt ein Werturteil zugrunde. Angesichts der Notwendigkeit von Bewertungen empfiehlt das BAFU: Umfassende und explizite → Bewertungsmethoden sind zu bevorzugen. Die heute bestehenden Ansätze sind zwar nicht perfekt, aber sie werden wissenschaftlich diskutiert, sind anwenderfreundlich und grundsätzlich transparent (→ Schwächen).

2.1.14 Weshalb sollten unterschiedliche Bewertungsmethoden angewendet werden?

Bewertungsmethoden

Weil keine Methode alle ökologischen Aspekte vollständig und in gleicher Weise behandeln kann.

Mit der Anwendung mehrerer Bewertungsmethoden kann überprüft werden, ob die Richtung der Resultate übereinstimmt. Ist das nicht der Fall, müssen in der Auswertung die Abweichungen diskutiert und die unterschiedlichen Sichtweisen begründet werden.

Widersprüchliche Tendenzen in den Ergebnissen verschiedener Bewertungsmethoden legen blinde Flecken offen und liefern den Fachleuten zusätzliche Hinweise zur Interpretation der Resultate. Die Methode Eco-indicator 99 und deren Weiterentwicklung ReCiPe 2008 beispielsweise legen starkes Gewicht auf den Klimawandel (Treibhauspotenzial), während sie die radioaktiven Abfälle und die Wassernutzung in der Gesamtbewertung nicht berücksichtigen. In einem Vergleich von Strom aus unterschiedlichen Kraftwerken auf Basis atomarer, fossiler und erneuerbarer Quellen würde es deshalb nicht dem Grundsatz des → true and fair view entsprechen, wenn lediglich mit Eco-indicator 99 oder ReCiPe 2008 bewertet würde.

2.1.15 Was bedeutet Allokation?

Allokation

Die Allokation bestimmt beispielsweise, welcher Anteil der Umweltwirkungen des Getreideanbaus dem Produkt Weizenkorn und welcher dem Produkt Stroh angerechnet wird.

Prozesse, die im Rahmen von Ökobilanzen untersucht werden, können einen mehrfachen Nutzen haben, unter Umständen auch für Produkte und Prozesse, die ausserhalb des Untersuchungsrahmens liegen. Allokation bezeichnet die Zuordnung von Aufwendungen und Emissionen zu den einzelnen Nutzen eines Prozesses. Die Aufzucht von Rindern beispielsweise kann sowohl der Milch- als auch der Fleischproduktion dienen. Soll in einer Studie die Umweltbelastung von Käse ermittelt werden, so muss mittels Allokation festgelegt werden, welcher Anteil an der Umweltbelastung aus der Rinderzucht der Milch- und welcher der Fleischproduktion angerechnet wird. Je nach Aufzuchtssystem – reine Fleischzucht oder Mutterviehzucht – und Produktionszielen (mehr Fleisch oder mehr Milch) wird die Allokation unterschiedlich aussehen.

Eine Allokation ist auch beim Recycling von Wertstoffen erforderlich, beispielsweise bei der Papierherstellung aus Altpapier. Die Aufwendungen und Emissionen der Erstgewinnung (Herstellung von Papier aus frischem Zellstoff) und die Aufwendungen

und Emissionen des Rezyklierens (Einsammeln und Reinigen des Altpapiers und Herstellen von Recyclingpapier) müssen zwischen dem Neupapier und dem Recyclingpapier aufgeteilt werden. Mit der Allokation legt der Studienautor fest, welche Anteile der Aufwendungen und Emissionen dem Neu- und welche dem Recyclingmaterial zugeteilt werden.

Die Wahl der Allokationsfaktoren hat in Ökobilanzen oft grossen Einfluss auf das Ergebnis. Zwar macht die Norm ISO 14044 Empfehlungen, wie Allokationen vorzunehmen seien (International Organization for Standardization (ISO) 2006b). Doch bei Allokationen gibt es meist nicht einfach «richtig» oder «falsch». Oft bedarf es einer bewussten Wertsetzung, um die Allokationen in konsistenter Form vorzunehmen. Entscheidend ist, dass die Allokationen mit Blick auf die der Ökobilanz zugrunde liegende Fragestellung passend und sinnvoll gewählt werden. Eine wichtige Frage ist, ob die Allokation für alle untersuchten Alternativen neutral ist oder nicht. Die Prüfung der guten Qualität von Allokationen ist deshalb eine zentrale Aufgabe der → kritische Prüfung.

2.1.16 Was bedeutet Vollaggregation?

Vollaggregation

Verschiedene Teilaussagen werden auf einen gemeinsamen Nenner gebracht und können so vollständig und aussagekräftig zusammengefasst werden.

Der Begriff «vollaggregierend» bezieht sich auf das Resultat der Wirkungsabschätzung (→ Berechnung). Werden in dieser Phase einzig verschiedene Umweltwirkungen wie Treibhauseffekt, Versauerung oder Hormonwirkungen separat ausgewiesen, so ist das noch keine Vollaggregation. Man spricht von midpoints. Solange die Tendenzen aller Resultate gleich gerichtet sind, lässt sich leicht erkennen, welche Variante der Umwelt weniger schadet. Bei widersprüchlichen Tendenzen der einzelnen Varianten stellt sich hingegen die Frage, wie die einzelnen Wirkungen zueinander gewichtet werden sollen: Ist nun ein gewisser Beitrag zur Klimaerwärmung oder zur Versauerung schlechter für die Umwelt?

In dieser Situation kommen die Vorzüge eines vollaggregierenden Ansatzes zum Tragen: Für jede berücksichtigte Einwirkung auf die Umwelt ergibt sich eine Anzahl Punkte, die schliesslich zu einem Total addiert werden. Resultat ist eine einzige, voll aggregierte Zahl, welche die gesamte Umweltbelastung ausdrückt. Vollaggregierende Methoden der Wirkungsabschätzung sind für ungeübte Anwender leichter verständlich. Zudem schliesst der Ansatz eine willkürliche Bewertung durch Studienautoren, Auftraggeber oder Betrachter aus. Das BAFU tritt entschieden dem oft geäusserten Vorwurf entgegen, eine Vollaggregation sei nicht transparent. Das Gegenteil ist der Fall: Aggregierte Resultate können leicht zurückverfolgt werden. Gebräuchliche vollaggregierende Bewertungsmethoden sind Eco-indicator 99, ReCiPe 2008 oder die UBP-Methode (→ Stärken).

2.1.17 Was ist eine Sensitivitätsanalyse?**Sensitivitätsanalyse**

Sie zeigt auf, wie stark sich einzelne getroffene Annahmen oder bestehende Ungewissheiten auf die Ergebnisse einer Ökobilanz auswirken.

Sensitivitätsanalysen werden im Rahmen der Sensitivitätsprüfung in der Phase der Auswertung durchgeführt. Mittels Sensitivitätsanalyse wird untersucht, wie sich Veränderungen der Grundlagen und Rahmenbedingungen auf die Ergebnisse auswirken. Dabei werden die Studienresultate mit Ergebnissen verglichen, die mit veränderten Annahmen, Methoden oder Daten erzielt werden. Die Sensitivität kann als prozentuale Änderung oder als absolute Abweichung von den ursprünglichen Ergebnissen angegeben werden.

Die Sensitivitätsanalyse soll aufzeigen, wie stark Ergebnisse und Schlussfolgerungen der Ökobilanzstudie durch Unsicherheiten und getroffene Annahmen beeinflusst werden. Folge der Sensitivitätsanalyse kann sein, dass gewisse Faktoren oder Prozesse bei der Studie ausser Acht gelassen werden, wenn sie sich als zu wenig bedeutsam für das Studienresultat erweisen. Umgekehrt kann sich auch zeigen, dass zusätzliche Faktoren berücksichtigt werden müssen. Sensitivitätsanalysen sind besonders wichtig bei unsicherer Datenlage, stark variierenden Daten oder sehr unterschiedlichen Modellierungsansätzen. Das ist beispielsweise der Fall, wenn die technische Entwicklung des Untersuchungsgegenstands oder des Herstellungsprozesses noch stark im Fluss ist, wenn eine breite Palette von Annahmen plausibel erscheint (z.B. über die Lebensdauer eines Geräts) oder wenn Recycling auf verschiedene Arten modelliert werden kann (→ Allokation).

2.1.18 Weshalb ist eine kritische Prüfung der Resultate notwendig?**Kritische Prüfung**

Die kritische Prüfung stellt sicher, dass die im Laufe der Studie getroffenen Annahmen und Festlegungen der zu klärenden Frage angemessen sind.

In jeder Ökobilanz werden Annahmen getroffen und Grössen festgelegt, die auf Werthaltungen beruhen. Dazu gehören beispielsweise die Definition der → funktionelle Einheit, die → Allokation sowie die Wahl der Bewertungsmethoden. Grundsätzlich gilt: Transparenz und Verständlichkeit sind essenziell. Die kritische Prüfung durch ansonsten an der Studie nicht beteiligte Fachleute sorgt für eine gewisse Qualitätssicherung. In der Praxis führt oft bereits das Wissen um eine kommende externe kritische Prüfung zu sorgfältigerem und qualitativ besserem Arbeiten, will doch niemand eine schlechte Beurteilung durch Fachkollegen riskieren. Einen ähnlichen Qualitätseffekt hat auch das vollständige und transparente Publizieren aller Modelle, Annahmen und Berechnungen.

Die kritische Prüfung soll sicherstellen, dass Annahmen und Festlegungen der Studie nicht bewusst oder unbewusst durch Studienverfasser oder Auftraggeber in sachlich nicht überzeugender Art beeinflusst wurden. Zudem wird im Review geprüft, ob die Folgerungen der Studie mit den getroffenen Annahmen und Eingrenzungen vereinbar sind. Für → Qualität und Objektivität der Untersuchung sind das entscheidende Schritte.

2.1.19 Welchen Einfluss hat der Auftraggeber auf das Resultat?

Auftraggeber

Der Auftraggeber kann das Studienresultat wesentlich beeinflussen, insbesondere weil er das Ziel der Studie bestimmt.

Das Ziel einer Ökobilanzstudie setzt der Auftraggeber, während der Ökobilanzexperte in Absprache mit dem Auftraggeber den Untersuchungsrahmen festlegt. Gemeinsam wählen sie → funktionelle Einheit, → Systemgrenzen und → Bewertungsmethoden. Durch die Mitbestimmung bei diesen Faktoren kann der Auftraggeber einen erheblichen Einfluss auf die Resultate nehmen. Das bedeutet zum einen, dass sich Auftraggeber ihrer Verantwortung bewusst sein müssen. Zum anderen sollten Aussenstehende bei der Betrachtung von Ökobilanzen nach den möglichen Interessen der Auftraggeber fragen.

Ebenso haben die für die Ökobilanzstudie zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel einen gewissen Einfluss auf die Qualität. Direkt betroffen sind der Umfang der Untersuchung, der Detaillierungsgrad der Datenerhebung, die Art der → kritische Prüfung sowie Art und Anzahl der angewendeten Bewertungsmethoden.

2.1.20 Was bedeutet true and fair view?

true and fair view

Der Begriff bezeichnet eine Darstellung von Resultaten, die umfassend und entscheidungsrelevant ist.

Das aus der Finanzberichterstattung übernommene Konzept des true and fair view beschreibt ein «den tatsächlichen Verhältnissen entsprechendes Bild», das auf einer korrekten (true) und verzerrungsfreien (fair) Analyse beruht. Auf Basis dieser Formel hat das BAFU Qualitätsanforderungen an Umweltinformationen definiert (Schwegler et al. 2011). Acht Qualitätskriterien sollen Auftraggebern wie auch Auftragnehmern von Ökobilanzstudien als Leitfaden dienen. Die Autoren dieser Qualitätsanforderungen erachten die ersten zwei der folgenden Punkte als zentral. Die übrigen Punkte sehen sie als Voraussetzungen für die ersten beiden an.

1. Relevanz für Entscheidungen. «Eine Berichterstattung gibt alle für die zu beeinflussende Entscheidung relevanten Informationen wieder. [...] [I]rrführende, unzuverlässige und mangelhafte Informationen werden in der Regel weggelassen» (ebd., S.42).
2. Fokus auf Gesamtbild. «Umweltberichterstattungen berücksichtigen alle relevanten Umweltwirkungen wenn möglich am Ort ihres Auftretens und grundsätzlich entlang des gesamten Lebensweges.» Das Gesamtbild wird höher gewichtet als das «Einhalten einzelner Regeln oder Formvorschriften» (ebd.).
3. Verlässlichkeit
4. Transparenz
5. Verständlichkeit
6. Kohärenz und Vergleichbarkeit
7. Verfügbarkeit der Information
8. Aktualität

2.1.21 In welchen Bereichen nimmt die Bedeutung von Ökobilanzen zu?

Fokusbereiche

Ökobilanzen werden in immer mehr Lebensbereichen und Entscheidungssituationen verwendet.

In der Schweizer Öffentlichkeit geniessen Umweltfragen generell eine hohe Aufmerksamkeit. Anfragen beim BAFU, bei Umwelt- und bei Konsumentenorganisationen zeugen vom Interesse der Konsumenten an vertieften Produktinformationen, wobei aktuell besonders Lebensmittel im Zentrum stehen. Der ökologische Vergleich mittels Ökobilanzen spielt in der Information eine wichtige Rolle und genießt hohes Ansehen.

Seitens von Unternehmen und Verwaltung werden Ökobilanzen eingesetzt, da dem Umweltaspekt bei vielen Entscheiden eine hohe Relevanz zugeschrieben wird. Typische Fragen, die Verwaltungen mit Ökobilanzstudien geklärt haben, sind beispielsweise: Lohnt sich aus Umweltsicht die Einführung einer separaten Grünabfuhr? Welches ist die umweltschonendste Art von Geschirr bei Grossanlässen? Welche Papiersorte belastet die Umwelt am wenigsten? Unternehmen verwenden Ökobilanzen, um damit Fragen wie die folgenden zu beantworten: An welchem Produktionsstandort kann mit einer bestimmten Summe Geld die grösste Reduktion an Umweltbelastung erzielt werden? Bei welchen Produkteigenschaften muss angesetzt werden, um die Umweltbilanz des Produkts massgeblich zu verbessern? Lohnt sich bei Kunststoffprodukten aus Umweltsicht ein Wechsel von fossil basierten Rohstoffen auf nachwachsende Rohstoffe? Welcher Lieferant bietet die umweltfreundlichste Variante eines Produktes an?

Das Instrument der Ökobilanz hat sich soweit etabliert, dass es auch in Normen und Anforderungskriterien eingeflossen ist. Gebäudelabels wie Minergie-Eco verlangen Produktdeklarationen auf Basis von Ökobilanzen. Und seit 2008 wird die Ökobilanz erstmals in der schweizerischen Steuergesetzgebung zur Entscheidungsfindung eingesetzt: Damit Treibstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen in den Genuss einer Steuererleichterung kommen können, müssen sie den Nachweis einer «positiven ökologischen Gesamtbilanz» erbringen (MinöStV 2008).

Auch im Ausland gibt es Bestrebungen zur breiteren Anwendung von Ökobilanzen. In den USA baut das Sustainability Consortium eine Datenbank für Detailhändler auf. Ziel ist ein für den Konsumenten leicht verständliches Bewertungssystem, das die Nachhaltigkeit von Produkten aufzeigt. In Frankreich verlangt das Umweltgesetz (Loi Grenelle 22013) vor allem für Gebäude ein Umweltlabel. Es basiert auf Ökobilanzen, die den gesamten Lebenszyklus der Bauten umfassen.

In Europa und weltweit gewinnen Umweltproduktdeklarationen (Environmental Product Declarations, EPD) an Bedeutung, insbesondere im Bausektor. Die Europäische Normenkommission CEN 350 arbeitet an einer Normenfamilie, welche die Quantifizierung der wirtschaftlichen, sozialen und umweltbezogenen Auswirkungen von Bauwerken regeln wird. Im Zusammenhang mit Ökobilanzen von Bauprodukten ist die Norm SN EN 15 804 von besonderem Interesse (European Committee for Standardisation (CEN) 2012).

2.1.22 Was ist Öko-Effizienz?

Öko-Effizienz

Vorsicht, es gibt verschiedene Ansätze zum Begriff Öko-Effizienz.

Es gibt verschiedene Ansätze zu Öko-Effizienz. Zum einen gibt es ökologisch-ökonomische Effizienz, zum anderen gibt es die ökologische Effizienz bezogen auf den Nutzen eines Gutes. Ein Beispiel für eine steigende Öko-Effizienz im zweiten Fall ist, wenn ein besseres Gerät mit gleicher Leistung verwendet wird, also beispielsweise eine LED-Lampe anstatt einer Glühbirne.

Die ökologisch-ökonomische Effizienz setzt die wirtschaftlichen Kosten bzw. Erträge einer Handlungsoption ins Verhältnis zu mehr oder weniger Umweltbelastung. Diese Art der Bewertung ergänzt in der Auswertungsphase (→ Aufbau) die reine Umweltsicht der Ökobilanz um die ökonomische Sichtweise und soll aufzeigen, welche Optionen sowohl aus ökonomischer wie auch aus ökologischer Sicht optimal abschneiden.

Je nach Untersuchungsgegenstand und zu klärender Frage werden verschiedene Ansätze und Darstellungsarten gewählt. Oft bietet sich die Portfolio-Darstellung an. Dabei werden auf der x-Achse die Kosten der untersuchten Varianten von links nach rechts abnehmend aufgetragen. Auf der y-Achse nehmen die Umweltwirkungen gegen oben hin ab. Das Feld wird in vier Bereiche eingeteilt. Der Sektor links unten bezeichnet die schlechteste Variante. Rechts oben befindet sich die öko-effizienteste Variante, das Optimum. Maximale Öko-Effizienz bedeutet in diesem Fall möglichst geringe Umweltwirkungen, die mit möglichst tiefen Kosten erreicht werden.

Abb. 2 > Portfolio-Darstellung von ökologisch-ökonomischer Effizienz

		Kosten	
		hoch	tief
Umweltwirkungen	gering		Optimum (gute Öko-Effizienz)
	hoch	schlechte Öko-Effizienz	

Weit verbreitet ist auch die Umschreibung von Öko-Effizienz als Quotient aus den Umweltwirkungen eines Produkts geteilt durch seinen wirtschaftlichen Wert. Angestrebt wird in diesem Fall eine Reduktion des Quotienten, indem entweder die Umweltbelastung sinken oder der Produktwert steigen soll. Die Berechnung kann auch umgekehrt erfolgen (mit dem Kehrwert), wobei dann eine Steigerung des Quotienten angestrebt wird. Zu beachten ist, dass sich der Quotient auch dann verändert, wenn die Umweltbelastung gleich bleibt, sich aber der Wert des Produkts erhöht. Ein Flug von Zürich nach Brüssel, der 800 CHF kostet hat somit einen besseren Quotienten als wenn derselbe Flug nur 50 CHF kostet. An der Umweltbelastung des Fluges ändert sich dadurch – gleiche Auslastung vorausgesetzt – jedoch nichts.

Beim Konzept der Ökoeffizienz ist die Definition von Produktwert und Umweltbelastung ein entscheidender Punkt. Als Mass der Umweltbelastung muss ein Index gewählt werden (→ Vollaggregation, → Bewertung). Als Mass des Produktwertes ist eine geeignete wirtschaftliche Grösse zu wählen, welche je nach Fragestellung der Verkaufs- oder Einkaufspreis, die Lebenszykluskosten, die Gewinnmarge, die Wertschöpfung oder ähnliches sein kann.

2.2 Die Methode der ökologischen Knappheit (UBP-Methode)

2.2.1 Umweltbelastungspunkte: Willkür oder Wissenschaft?

UBP-Methode

Die Bewertungsmethode ist breit abgestützt, durch gesetzliche Grundlagen legitimiert und durch ein Kontrollsystem wenig anfällig für Einflüsse von Interessen.

Die UBP-Methode stützt sich bei der Abschätzung der Umweltwirkung auf zwei Grundlagen. Zum einen sind dies wissenschaftliche Daten. Sie werden für die Bestimmung der aktuellen Mengen von Emissionen und Ressourcenentnahmen hinzugezogen. Die Beurteilung von Wirkmechanismen und der relativen Umweltwirkung von Stoffen innerhalb der gleichen Kategorie (→ Ökofaktor) beruht ebenfalls auf wissenschaftlichen Methoden und/oder Festsetzungen von Fachgremien. Die Einschätzung der Klimawirksamkeit von Gasen stützt sich beispielsweise auf das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, auch als Weltklimarat bezeichnet).

Zum anderen werden nationale oder internationale Bestimmungen und Grenzwerte zur Bestimmung der Toleranzmengen verwendet. Das können zwischenstaatliche Übereinkünfte oder von den nationalen politischen Gremien festgelegte Ziele sein. Im Beispiel der Klimagase werden zur Herleitung des schweizerischen Ökofaktors das Kyoto-Protokoll, das CO₂-Gesetz und die «Strategie Nachhaltige Entwicklung» des Bundesrates herangezogen.

Die Qualität der UBP-Methode wird durch ein System sichergestellt, das Ähnlichkeiten zum Prinzip der Gewaltentrennung aufweist. Zur Vermeidung von Willkür sind die Aufgaben auf verschiedene Akteure verteilt:

- > Die **Wissenschaften** (Physik, Chemie, Biologie, Medizin) liefern grundlegende Erkenntnisse, beispielsweise über die Giftigkeit von Stoffen, die Treibhauswirkung von emittierten Gasen oder die Gesundheitsgefährdung durch Lärm.
- > Der **Gesetzgeber** und darauf aufbauend die zuständigen (Umwelt-)Ämter entwickeln aus diesen Erkenntnissen Umweltqualitätsziele und legen damit die Grundlagen für den Bewertungsmassstab fest.
- > Die **Ersteller der Ökobilanz** (Industrie- und Handelsunternehmen, Beratungsunternehmen, Forschungsinstitute) schliesslich wenden den Bewertungsmassstab an, in der Regel ohne ihn zu verändern.

Die UBP-Methode unterscheidet sich durch die breite Abstützung und ihre gesetzlich legitimierten Aussagen von anderen vollaggregierenden Bewertungsmethoden. Mit der UBP-Methode sind auch für die Öffentlichkeit vorgesehene Ökobilanzstudien wenig anfällig für den Einfluss von Interessen.

2.2.2 Nimmt die UBP-Methode eine wissenschaftliche oder politische Gewichtung vor?

Wissenschaft

Die UBP-Methode stützt sich bei der Bewertung der Umweltbelastung notwendigerweise sowohl auf naturwissenschaftliche als auch gesetzliche Beurteilungen.

Die UBP-Methode bewertet Emissionen respektive Verbräuche relevanter Stoffe auf der Basis gesetzlicher Vorgaben. Die maximal tragbare Emission respektive Ressourcenentnahme wird von Spezialisten auf dem jeweiligen Gebiet aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse über die Umweltwirkungen ermittelt und vom Parlament in Gesetzen oder von der Regierung in Umweltzielen festgelegt. Die Wissenschaftlichkeit der UBP-Methode wird in Frage gestellt, weil die Bewertung politischen Entscheiden unterliegt.

Diese Kritik ist nicht von der Hand zu weisen. Doch gibt es dazu folgendes zu beachten:

- > Grundsätzlich ist die Beurteilung einer Umweltbelastung keine rein naturwissenschaftliche Aussage. Naturwissenschaftlich kann man wohl beispielsweise festhalten, dass Phosphate zu Algenwachstum, Sauerstoffknappheit und Fischsterben führen. Andererseits würde der Prozess in Tausenden von Jahren neue Moore bilden. Dass dieser Prozess dennoch als unerwünscht gilt, ist keine naturwissenschaftliche, sondern eine (umwelt-)politische Beurteilung. Jede Einschätzung unterschiedlicher Umweltwirkungen hat ein wertendes Element. Die UBP-Methode wählt einen Referenzrahmen dafür aus: die staatlichen umweltgesetzlichen Ziele.
- > In demokratisch regierten Ländern sind die Umweltziele Resultat eines Meinungsbildungsprozesses, an dem sich alle relevanten Akteure beteiligen können. Die Ziele haben somit eine breite Legitimation.
- > Auch die Ausarbeitung der wissenschaftlichen Basis ist breit abgestützt, sind doch auf Seiten der Behörden in jedem Fachgebiet Experten am Werk, welche das volle Spektrum der wissenschaftlichen Diskussion kennen.
- > Eine abschliessende → Bewertung im Rahmen einer Ökobilanz kann man nicht umgehen, da bei Ökobilanzvergleichen meist Zielkonflikte zu gewärtigen sind. Deshalb stellt sich die Frage, was die Alternative zur gesetztesbasierten Bewertung wäre. Bei schadensorientierten Ansätzen wie Eco-indicator 99 oder ReCiPe 2008 befindet ein Expertenpanel über die relative Bedeutung von Schäden an der menschlichen Gesundheit, an der Qualität der Ökosysteme und an den Ressourcen. Verglichen mit einem Fachgremium ist die Gewichtungsbasis, wie sie in der UBP-Methode angelegt ist, repräsentativer. Zudem weist sie eine höhere Relevanz auf: Für Unternehmen sind die staatlichen Vorgaben entscheidend, deshalb möchten sie ihre Entscheidungen an der staatlichen Umweltgesetzgebung orientieren (legal compliance).

2.2.3 Die Anwendung der UBP-Methode in der Schweiz ist vorteilhaft. Weshalb?

Schweiz

Weil sie von der schweizerischen Umweltsituation ausgeht und sich an den demokratisch legitimierten Umweltzielen misst.

Bei Untersuchungen, welche die Schweiz betreffen, sollte eine Bewertung auch mit der UBP-Methode durchgeführt werden. Der wichtigste Grund ist, dass die Schweizer Ausprägung der UBP-Methode sich nach den in der schweizerischen Gesetzgebung

verankerten Umweltqualitätszielen und Grenzwerten richtet. Nach Ansicht des BAFU ist sie deshalb eine Referenzmethode für Untersuchungen, welche die Schweiz betreffen. Für die Methode existieren indes auch Ausprägungen für mehrere andere Länder (→ International).

Die Schweizer Ausgestaltung reflektiert die umweltgesetzlichen Ziele der Schweiz und bewertet in der hier vorliegenden vierten aktualisierten Fassung folgende breite Palette von Emissionen und Ressourcenentnahmen:

- > Wasserressourcen (Süsswasser, nach regionaler Knappheit)
- > Energieressourcen (erneuerbar und nicht erneuerbar)
- > mineralische Primärressourcen (Abbau von Metallerzen, Kies, Gips etc.)
- > Landnutzung (Verlust an Biodiversität, differenziert nach Biomen)
- > Treibhausgase (z. B. CO₂, Methan, N₂O, SF₆)
- > Ozonschicht abbauende Substanzen (z. B. FCKW, Halone)
- > wichtigste Luftschadstoffe und Partikel
- > krebserregende Substanzen in Luft und Wasser
- > Schwermetalle in Luft, Wasser und Boden
- > Wasserschadstoffe (inkl. hormonaktive Substanzen)
- > Pflanzenschutzmittel
- > radioaktive Emissionen in Luft und Wasser
- > radioaktive und nicht radioaktive Abfälle
- > Lärm (Verkehrslärm)

2.2.4 Lässt sich die UBP-Methode auch auf andere Länder anwenden?

International

Ja, die Methode ist universell, aber der Bewertungsmassstab muss angepasst werden.

Die UBP-Methode basiert auf einem Grundprinzip und einem Bewertungsmassstab. Während das Grundprinzip der Methode der ökologischen Knappheit (ecological scarcity method) universell ist, richtet sich der Bewertungsmassstab nach den national verbindlichen Zielen der Umweltpolitik. Somit ist die UBP-Methode weltweit anwendbar. Voraussetzungen sind gesetzlich definierte Umweltziele des betreffenden Landes oder der betreffenden Region und Kenntnis der aktuellen Situation bei Emissionen und Ressourcenverbrauch. Damit können für jedes Land Ökofaktoren hergeleitet werden, so wie dies in dieser Publikation für die Schweiz gemacht wird. Länder wie Belgien, Schweden, Norwegen, die Niederlande, Jordanien und Japan haben eine eigene Ausprägung der UBP-Methode auf Basis ihrer jeweiligen nationalen Umweltgesetzgebung erarbeitet.

Dank der Anpassungsmöglichkeit für verschiedene Länder und Regionen sind spezifische Aussagen möglich. Beispielsweise wird die Emission von Feinstaub in Ländern mit überschrittenem Grenzwert höher gewichtet als in Ländern, wo dies nicht der Fall ist. Zu beachten ist jedoch, dass die Ökofaktoren aus verschiedenen Regionen nicht direkt miteinander verrechenbar sind, sondern im Sinne von «Öko-Währungen» funktionieren, die für einen Direktvergleich umzurechnen wären.

2.2.5 Sind Verhältnisse im Inland ein sinnvoller Massstab für Umweltverschmutzung im Ausland?

Ausland

Grundsätzlich ja, wenn Umweltdumping vermieden werden soll.

Vom Prinzip her bewertet die UBP-Methode Umweltbelastungen im Ausland so, wie wenn sie im Inland verursacht würden. Damit fällt die Gewichtung zum Teil strenger aus, als wenn regional- oder länderspezifische Massstäbe angesetzt würden. Doch wird damit auch verhindert, dass durch Inlandnachfrage hervorgerufene Umweltbelastungen im Ausland heruntergespielt und somit der Export von Belastungen belohnt wird. Die Werthaltung der UBP-Methode setzt somit das Prinzip um: «Was du nicht willst, dass man dir tu', das füg' auch keinem andern zu.»

Auf der anderen Seite gibt es Fälle, in denen Ökosysteme im Ausland durch Ressourcenentnahmen oder Emissionen wesentlich stärker betroffen sind als durch die identische Tätigkeit im Inland. Beispiele sind der Wasserverbrauch in Trockengebieten oder die intensive landwirtschaftliche Bodennutzung in Zonen mit ursprünglich sehr hoher Biodiversität. Idealerweise wird deshalb in Fällen, wo die lokale ökologische Knappheit im Ausland grösser ist als im Inland, die Gewichtung regionalisiert. Für die genannten Beispiele gibt es bereits differenzierte → Ökofaktoren. So ist es möglich, Produkte und Prozesse mit einer regionalen Gewichtung (regionale aktuelle Menge und regionale Toleranzmenge) und einer Normierung auf Verhältnisse im Inland zu beurteilen. Beispielsweise gewichtet der aktuelle Ökofaktor den Verbrauch eines Liters Wasser in Marokko für den Anbau von Exporttomaten für die Schweiz angesichts der dortigen Knappheit so, wie wenn in der Schweiz mehr als 1000 Liter Wasser verbraucht würden. So ist eine Gewichtung der regionalen Knappheitssituation einer Ressource oder Emission möglich, die mit der Gewichtung derselben Ressource oder Emission auf Basis der schweizerischen Knappheitssituation vergleichbar ist. Mit diesem Ansatz können beim Beispiel der marokkanischen Tomaten die Umweltbelastungspunkte der landwirtschaftlichen Produktion in Nordafrika und der Lebensmittelverarbeitung in der Schweiz addiert werden.

2.2.6 Was sind die Stärken der UBP-Methode?

Stärken

Die Methode ist umfassend, transparent, leicht verständlich und anwenderfreundlich.

Die Stärken der UBP-Methode lassen sich wie folgt beschreiben:

- > Umfassend bezüglich Umweltwirkungen: Indem die UBP-Methode ein breites Spektrum relevanter Umweltbelastungen miteinbezieht, vermittelt sie ein Gesamtbild, das den tatsächlichen Verhältnissen nahe kommt. Trotz dieser breiten Betrachtungsweise resultiert bei der Anwendung ein eindeutiges Ergebnis. Dies stellt einen entscheidenden Mehrwert dar (→ true and fair view).
- > Klar in der Aussage: Auch für ungeübte Anwender und die breite Öffentlichkeit sind die Resultate leicht verständlich und einfach interpretierbar (→ Vollaggregation).
- > Transparent in der Bewertung: Die UBP-Methode ist ein gut nachvollziehbarer Massstab. Die Herleitungen sind überprüfbar, die umfassende Dokumentation öffentlich zugänglich (siehe diese Publikation). Somit bestehen auch praktisch keine Möglichkeiten für Manipulationen.

- > Nützlich in der Entscheidungsfindung: Wenn die Bewertungsergebnisse wie bei der UBP-Methode auf Basis umweltgesetzlicher Ziele ermittelt werden, erleichtert dies das Einfließen von Umweltargumenten in Entscheidungen von Unternehmen, Behörden und Einzelpersonen. Die Entscheider haben dabei die Gewissheit, dass sie sich mittels UBP-Methode an der jeweiligen nationalen Umweltgesetzgebung orientieren (legal compliance).
- > Standfest hinsichtlich Legitimation: Die UBP-Methode richtet sich explizit nach den gesetzlich verankerten und somit in der Regel demokratisch untermauerten Umweltqualitätszielen. Die ökologische Tragbarkeit wird durch legitimierte Experten beurteilt und nicht durch die beteiligten Akteure. Damit ist die Bewertung unabhängig von Einzelinteressen der Methodenentwickler oder -anwender (Gewaltentrennung). Die gesetzlichen Ziele berücksichtigen zudem nicht nur den Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit sondern auch technische Machbarkeit, Finanzierbarkeit und gesellschaftliche Akzeptanz. Die verwendeten Daten und Modelle sind wissenschaftlich breit abgestützt (→ UBP-Methode).
- > Spezifisch in der Information: Die UBP-Methode ermöglicht Resultate, welche auf die Umweltsituation im betreffenden Land zugeschnitten sind (→ Schweiz, → International).
- > Praktisch in der Anwendung: Vor allem bei Gebrauch von Ökobilanz-Software und Sachbilanzen, welche die Emissionen mit den Ökofaktoren verknüpfen. Für die Anwender ist die Methode sehr einfach und damit auch kostengünstig.
- > Einfach in der Aktualisierung: Die Grundlagen der UBP-Methode sind unabhängig vom Bewertungsmaßstab und bleiben in der Regel konstant. Aktuelle Emissions- und Verbrauchsmengen sowie allfällige Anpassungen in der Charakterisierung können einfach in die Ökofaktor-Formel (→ Ökofaktor) eingesetzt werden. Emissionen, die neu bewertet werden, können leicht in das bestehende System eingefügt werden (→ Anpassung).

2.2.7 Was sind die Schwächen der UBP-Methode?

Schwächen

Die UBP-Methode muss länderspezifisch angepasst werden, wobei sie auf differenzierte gesetzliche Vorgaben angewiesen ist.

Eine Schwierigkeit der UBP-Methode ist der Umgang mit Umweltbelastungen im Ausland. Sie lassen sich in jenen Fällen, wo Emissionen und Ressourcenentnahmen je nach Region unterschiedlich relevant sind (wie z. B. der Verbrauch von Süßwasser, die Landnutzung oder die Emission von SO₂), nicht immer passend abbilden. Eine Lösung ist die regionalisierte Gewichtung, in der aktuellen Fassung umgesetzt bei Süßwasserverbrauch und Biodiversitätsverlust. Andere Ökofaktoren sind noch nicht ausreichend regionalisiert, so beispielsweise versauernde Emissionen ausserhalb der Schweiz (→ Ausland).

Während die UBP-Methode grundsätzlich weltweit angewendet werden kann, muss der Bewertungsmaßstab an die umweltgesetzlichen Ziele eines Landes oder einer Grossregion angepasst werden. Dazu müssen differenzierte gesetzliche Vorgaben vorliegen. Sind die Vorgaben lückenhaft, kann dies zu einem unvollständigen Set nationaler Ökofaktoren führen (→ International).

Indem sich die UBP-Methode auf Grenzwerte stützt, bildet sie im Gegensatz zu anderen Methoden nicht unmittelbar das Schadenspotenzial ab. Bei der Festlegung von Grenzwerten spielt zwar die wissenschaftlich ermittelte Schädlichkeit eine Rolle, doch fließen auch politische Faktoren ein. Durch die Notwendigkeit einer gesetzlichen Vorgabe kann sich unter Umständen die Bewertung von neu oder vermehrt auftretenden Stoffen verzögern, aktuell z. B. bei den sehr unterschiedlich wirkenden Nanopartikeln. Diese Zeitverzögerung wird in Kauf genommen zugunsten einer breit abgestützten Legitimation. Emissionen und Ressourcenentnahmen ohne gesetzliche Zielvorgabe werden somit in der Regel nicht berücksichtigt. Das politische System ist – wie die Wissenschaften und auch alle anderen gesellschaftlichen Systeme – nicht perfekt, und die vom politischen System formulierten umweltpolitischen Ziele können, in Demokratien ebenso wie in Diktaturen, von unterschiedlichen Interessen beeinflusst und sogar widersprüchlich sein."

2.2.8 Was ist ein Ökofaktor?

Ökofaktor

Der Ökofaktor bemisst die Umweltbelastung nach der Differenz zwischen heutiger Situation und den gesetzlichen Zielen.

Die UBP-Methode gewichtet Umweltwirkungen – Emissionen von Schadstoffen und Lärm sowie Ressourcenentnahmen – mittels so genannter Ökofaktoren und drückt sie in Umweltbelastungspunkten (UBP) aus. Beispiele: Die Emission von einem Kilogramm CO₂ ergibt 460 UBP, ein Kilogramm Phosphatmission in ein Gewässer ergibt 890000 UBP. Jede in der Sachbilanz ermittelte Menge an Emissionen und Verbräuchen wird mit ihrem Ökofaktor multipliziert und die einzelnen Punkteresultate zu einem Total addiert (→ Berechnung).

Ein Ökofaktor wird in seiner Grundform aus drei Elementen hergeleitet: Charakterisierung, Normierung und Gewichtung.

Die **Charakterisierung** beziffert die relative Schädlichkeit einer Emission oder einer Ressourcenentnahme gegenüber einer Vergleichssubstanz. Dies geschieht innerhalb einer bestimmten Schadstoffkategorie, beispielsweise Treibhausgase, Pflanzenschutzmittel, Primärenergieverbrauch oder radioaktive Isotope. Die angewendeten Verhältniszahlen basieren auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Basierend auf den Angaben des internationalen Klimaschutzpanels (IPCC) wird zum Beispiel Methan (CH₄) eine 25mal höhere Klimawirksamkeit als Kohlendioxid (CO₂) zugerechnet, bei Schwefelhexafluorid (SF₆) sind es gar 22800mal mehr. Die charakterisierte Grösse wird üblicherweise in Äquivalenten der Referenzsubstanz ausgedrückt. Im Falle der Treibhausgase sind dies CO₂-Äquivalente (CO₂-eq.). Ein Kilogramm Methan hat die gleiche Wirkung wie 25 Kilogramm CO₂, entsprechend ist der Ökofaktor 25mal grösser.

Die **Normierung** bemisst, wie gross der Beitrag einer Mengeneinheit an die gesamte aktuelle Belastung einer Region pro Jahr ist. Werden jährlich 100000 Tonnen eines Stoffes freigesetzt, ist der Beitrag von 10 Gramm klein, werden hingegen schweizweit total nur 70 Gramm pro Jahr freigesetzt, so machen 10 Gramm einen sehr grossen Anteil aus.

Die **Gewichtung** bezieht sich auf das Verhältnis der aktuellen Emissions- bzw. Verbrauchsmenge zu den umweltgesetzlich festgelegten Toleranzmengen. Der Gewichtungsfaktor wächst im Quadrat, um den Effekt zu verstärken. Das macht sich dann besonders ausgeprägt bemerkbar, wenn die Toleranzmenge stark übertroffen oder stark unterschritten wird.

Die Ökofaktor-Formel lautet:

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{K}_{\substack{\text{Charakterisierung} \\ \text{(optional)}}} \cdot \underbrace{\frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n}}_{\text{Normierung}} \cdot \underbrace{\left(\frac{F}{F_k}\right)^2}_{\text{Gewichtung}} \cdot \underbrace{c}_{\text{Konstante}}$$

- K = Charakterisierungsfaktor einer Emission oder Ressource
- F_n = Normierungsmenge (Fachwort: Normierungsfluss): Aktuelle jährliche Menge (Emission oder Verbrauch), bezogen auf die Schweiz
- F = Aktuelle Menge (Fachwort: aktueller Fluss): Aktuelle jährliche Menge (Emission oder Verbrauch), bezogen auf das Referenzgebiet
- F_k = Toleranzmenge (Fachwort: kritischer Fluss): Gesetzlicher Grenzwert, bezogen auf das Referenzgebiet
- c = Konstante ($10^{12}/a$): Dient dazu, einfach darstellbare Zahlengrößen zu erhalten
- UBP = Umweltbelastungspunkt: Einheit der bewerteten Umweltwirkung

Beispiel: Ökofaktor für Dieseleruss

Die Toleranzmenge für Dieseleruss leitet sich aus der Luftreinhalteverordnung ab. Als Krebs erregende Emission muss Dieseleruss aufgrund des Vorsorgeprinzips auf die technisch und betrieblich machbare sowie wirtschaftlich tragbare Menge reduziert werden. Aufgrund dieser Vorgabe wurde eine Toleranzmenge von 208 Tonnen pro Jahr errechnet. Da die heutige Emissionsmenge fast das Siebenfache beträgt (1700 Tonnen) und die Gewichtung im Quadrat wächst, resultiert ein hoher Ökofaktor von 38 000 UBP pro Gramm Dieseleruss.

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{1}_{\substack{\text{Charakterisierung} \\ \text{(optional)}}} \cdot \underbrace{\frac{1 \cdot \text{UBP}}{1\,660\,000\,000\text{ g}}}_{\text{Normierung}} \cdot \underbrace{\left(\frac{1\,660\,000\,000\text{ g}}{208\,000\,000\text{ g}}\right)^2}_{\text{Gewichtung}} \cdot \underbrace{10^{12}}_{\text{Konstante}} = 38\,000 \frac{\text{UBP}}{\text{g}}$$

2.2.9 Ist es zulässig, den Bewertungsmaßstab immer wieder anzupassen?

Anpassung

Innerhalb desselben Ökobilanzvergleichs ist das nicht statthaft, aber über die Jahre muss jede Methode zwingend aktualisiert werden.

Die UBP-Methode wird im Abstand von mehreren Jahren einer gründlichen Revision unterzogen. Veränderungen unterworfen sind Emissions- und Verbrauchsmengen sowie – bei einer Änderung der gesetzlichen Ziele – die Toleranzmengen. Neue wissenschaftliche Erkenntnisse fließen in die Bewertung ein, die Ansätze werden verfeinert (z. B. der → Ökofaktor für Landnutzung in dieser Ausgabe) oder es werden Emissionen und Ressourcen neu mit einem Ökofaktor versehen (z. B. Verkehrslärm in dieser Ausgabe).

Diese Anpassungen sind notwendig und stellen einen Vorteil der UBP-Methode dar: Gemäss den Prinzipien des → true and fair view ist eine Aussage nur wertvoll, wenn sie aktuell ist. Der Nachteil, der sich durch die Aktualisierungen ergibt, ist einerseits die scheinbare Einschränkung der Vergleichbarkeit über die Jahre, andererseits die Unsicherheit für Planungen. Sollen Zeitreihen über langfristige Veränderungen Auskunft geben, müssen frühere Sachbilanzdaten mit der aktuellen Bewertungsmethode neu gerechnet werden. Grundsätzlich lassen sich die Resultate verschiedener Studien nur vergleichen, wenn sie mit der UBP-Methode desselben Jahrgangs (z. B. UBP 2013) ermittelt wurden. Für die längerfristige Planung – wie für ein langlebiges Produkt oder eine Grossinfrastruktur – kann es sinnvoll sein, auch die Ökofaktoren einer → Sensitivitätsanalyse zu unterziehen, um mögliche künftige Entwicklungen bereits abschätzen zu können. Dies geschieht aber nur in Einzelfällen.

2.2.10 Wie werden Stoffe bewertet, für die mehrere gesetzlich festgelegte Ziele bestehen?

Mehrfachbewertung

Emissionen und Verbräuche müssen möglichst lückenlos erfasst, aber Doppelzählungen vermieden werden.

Der gleiche Schadstoff kann unterschiedliche Umweltwirkungen hervorrufen. Zum Beispiel führt die Verbrennung fossiler Treibstoffe zur Emission von Stickoxiden (NO_x). Diese Schadstoffe fördern die Bildung bodennahen Ozons, tragen zur Überdüngung und Versauerung des Bodens bei, schädigen Pflanzen und können zu Atemwegserkrankungen führen. Schadensorientierte Bewertungsmethoden addieren die verschiedenen Wirkungen. Die UBP-Methode hingegen berücksichtigt für die Berechnung des → Ökofaktors nur das jeweils strengste gesetzliche Ziel. Meist werden Umweltziele unter Berücksichtigung dieser Mehrfachwirkungen festgelegt. Dadurch wird eine Mehrfachzählung und damit eine überproportionale Gewichtung mehrfach wirkender Stoffe vermieden. Die strengsten Vorgaben beim Beispiel der Stickoxide sind die Grenzwerte für bodennahes Ozon und die Versauerung. Werden diese Grenzwerte eingehalten, so auch jene für die Überdüngung.

Beim Erstellen der Sachbilanz wird eine Emission nur einmal gezählt, nämlich beim erstmaligen Übertritt eines Stoffes von der menschlich-technischen Sphäre in die natürliche Umwelt (bzw. bei Ressourcen umgekehrt). Stoffflüsse innerhalb der Natur, auch von ursprünglich vom Menschen stammenden Stoffen, werden nicht in der Sachbilanz berücksichtigt, da sonst doppelt gezählt würde. Auch in der Gewichtung mit der

UBP-Methode wird ein solcher Stoff nur einmal berücksichtigt – wie oben dargelegt anhand der Wirkung, welche den höchsten Ökofaktor ergibt.

Wenn unter den Ökofaktoren ein Schadstoff zweimal aufgeführt wird, so ist dies die Folge von unterschiedlichen Grenzwerten und Emissionssituationen je nach Umweltkompartiment (Luft, Wasser, Boden): Je nachdem, ob eine Emission zuerst in Wasser, Luft oder Boden abgegeben wird, ergeben sich bei verschiedenen gesetzlichen Emissionszielen unterschiedliche Ökofaktoren. Das ist insbesondere bei den Schwermetallen der Fall, wo es beispielsweise einen Ökofaktor für «Blei in Luft» sowie einen für «Blei in Boden» gibt. Auch in diesem Fall ist aber eine Doppelzählung ausgeschlossen.

2.2.11 Ist die UBP-Methode transparent?

Transparenz

Ja, zudem ist damit auch eine transparente Darstellung der Resultate möglich.

Bei der Transparenz gilt es zu unterscheiden zwischen der Methode an sich und der Resultatdarstellung. Die UBP-Methode ist sehr transparent: Die Prinzipien sind offengelegt, die Methodik publiziert und weiterführende Unterlagen zu den vielen beurteilten Umweltthemen sind frei einsehbar.

Bei der Präsentation von Resultaten kann die Transparenz unterschiedlich gestaltet werden. Liegt ein Ergebnis als einzige Zahl vor (z. B. eine Autofahrt verursacht 200 UBP pro Personen-Kilometer), so kann bequem mit den UBP-Zahlen anderer Transportmittel verglichen werden. Wird im Resultat zusätzlich differenziert dargestellt, welche Umweltwirkungen das Ergebnis bestimmen und welche Prozesse welchen Anteil haben, so sind Transparenz und Verständlichkeit der UBP-Methode hoch.

2.2.12 Weshalb orientiert sich die UBP-Methode nicht nur an der Schädlichkeit von Stoffen?

Schädlichkeit

Weil es in der Natur komplexe Umwandlungsprozesse und Wechselwirkungen gibt, die bewirken, dass nicht jede Emission direkt einen Schaden verursacht.

Die UBP-Methode bewertet die Schädlichkeit einer Emission indirekt, indem sie beurteilt, inwieweit nationale und internationale Umweltziele erfüllt werden. Auf diesem Weg stützt sich die Methode in jedem beurteilten Umweltbereich auf die Fachkompetenz jener Spezialisten, die an der Ausarbeitung einer Umweltvorgabe beteiligt sind. Mit diesem Verfahren wird eine breite Palette wissenschaftlicher Sichtweisen berücksichtigt.

Für Umweltvorgaben wird die Schädlichkeit von Emissionen im Wesentlichen auf drei Arten bestimmt. Wenn sich einer Substanz über direkte Ursache-Wirkungs-Beziehungen Schadenspotenziale zuordnen lassen, dann basieren die Umweltvorgaben darauf. Das ist z. B. bei Schwefeldioxid (SO₂) der Fall. Wenn wiederum eine Substanz an komplexen Reaktionsketten beteiligt ist, stützen sich die Vorgaben möglichst auf eine Modellierung solcher Reaktionsmuster und deren Verteilung über die Zeit. So verhält es sich beispielsweise bei Stickoxiden (NO_x) und Klimagasen. Deren Reaktion mit anderen Luftbestandteilen hängt unter anderem von Temperatur und Sonneneinstrahlung ab.

Daneben gibt es Fälle, wo sich einer Substanz keine direkten Schadenspotenziale zuordnen lassen. Da wird das Vorsorgeprinzip angewendet. Beispielsweise kann Kohlenstoff in abgelagerten Abfällen zu nicht vorhersagbaren Zersetzungsreaktionen führen, ohne selber direkt schädlich zu sein. Deshalb ist in der Schweiz der Kohlenstoffgehalt von abgelagerten Abfällen limitiert. In der UBP-Methode basiert daher der Ökofaktor für abgelagerte Abfälle auf dieser Begrenzung.

2.2.13 Kann man Auswirkungen auf die Biodiversität messen?

Biodiversität

Ja, aber deren Messung ist grundsätzlich sehr anspruchsvoll.

Verändert der Mensch die Nutzungsform einer Landfläche, so gehen damit oft Veränderungen in der Biodiversität einher. So sollte z. B. ein vollständiges Bild der Umweltbelastung von Soja aus Brasilien das Roden tropischen Primärregenwalds für die landwirtschaftliche Nutzung berücksichtigen. Das umfasst neben den CO₂-Emissionen aus dem Boden und dem gefällten Holz auch den Biodiversitätsverlust. Letzterer kann über die Landnutzung bestimmt werden. Der aktuelle Bewertungsmaßstab der UBP-Methode nutzt eine wissenschaftliche Einteilung der Welt in vierzehn Biodiversitätszonen (Biome) und eine wissenschaftliche Einteilung der Landnutzungsarten. Daraus wird für jede Landnutzungsart in jedem Biom ein → Ökofaktor berechnet. Daraus resultiert, dass eine landwirtschaftliche Nutzung in den Tropen pro Flächeneinheit eine zweimal grössere Umweltbelastung verursacht als dieselbe Nutzung in der Schweiz.

Teil 2

> Methodische Grundlagen

Teil 2 stellt die Methode der ökologischen Knappheit im Detail vor. Die Erläuterungen sind gedacht für ein professionelles Publikum von Auftraggebern, spezialisierten Anwendern und Wissenschaftlern in Forschung und Praxis. Der inhaltliche Schwerpunkt liegt auf den Grundlagen der Methode und den Formeln zur Herleitung der Ökofaktoren.

3 > Die Methode der ökologischen Knappheit

3.1 Das Grundprinzip

Die Methode der ökologischen Knappheit ist im Sinne von SETAC (Udo de Haes 1996) eine «Distance-to-Target»-Methode. Die Methode offeriert standardisierte, allgemein anwendbare Gewichtungen («generic weights»).

distance-to-target

Zur Gewichtung basiert die Methode primär auf nationalen und zum Teil internationalen Zielen des Umweltschutzes. Solche Ziele sind

- > idealerweise rechtsverbindlich erlassen oder zumindest von zuständigen Behörden als Ziele definiert,
- > von einer demokratisch gewählten resp. legitimierten Instanz formuliert,
- > und möglichst auf Nachhaltigkeit ausgerichtet.

Die Methode gewichtet anhand der Ziele der schweizerischen Umweltpolitik. In Einzelfällen werden globale, internationale oder regional differenzierte Ziele verwendet und auf die schweizerische Ebene umgerechnet. Die Methode ist, unabhängig von ihrer schweizerischen Implementierung, auch für andere Länder und Regionen anwendbar. Es braucht dazu Informationen zur aktuellen Belastungssituation sowie zu offiziellen Umweltzielen des entsprechenden Landes. Mit der hier beschriebenen Methode wurden Ökofaktoren beispielsweise für Holland, Norwegen, Schweden (Nordic Council of Ministers 1995, Tab. A22/A23), Belgien (SGP 1994) und Japan (Büsser et al. 2012, Miyazaki et al. 2004) entwickelt.

Die Methode der ökologischen Knappheit eignet sich zur Beurteilung von Umwelteinwirkungen von Produkten (Güter und Dienstleistungen) und einzelnen Prozessen, wie sie Ökoinventare wie z.B. Ecoinvent und andere zur Verfügung stellen. Die Methode eignet sich auch zur Beurteilung der Umweltleistung einer Organisation im Rahmen des Umweltmanagements, z.B. zur Beurteilung der Umweltaspekte und deren Entwicklung, gemäss ISO 14001.

Durch die Art und Weise wie der Ökofaktor berechnet wird, erlaubt die Methode der ökologischen Knappheit eine **Optimierung im Rahmen der umweltpolitischen Ziele**.

Die Methode rechnet die verschiedenen Umwelteinwirkungen in Punkte um, so dass die Werte zusammengezählt und untereinander verglichen werden können. Die Ökofaktoren präsentieren sich damit formal wie eine Nutzwertanalyse, wobei diese aus der gegenwärtigen Umweltsituation (aktueller Fluss) und der durch die Umweltpolitik angestrebten Zielsituation (kritischer Fluss) sowie dem Berechnungsalgorithmus (siehe Teil 2, Kap. 3.3) bestimmt werden können.

3.2 Ursprüngliche Formel und Herleitung der verwendeten Formeldarstellung

Die Methode der ökologischen Knappheit wurde durch Müller-Wenk (1978) eingeführt, von Braunschweig (1982) erstmals und im Hinblick auf die Bewertung der durch das BUWAL 1984 publizierten Ökobilanzen für Packstoffe ein zweites Mal weiterentwickelt (Ahbe et al. 1990).

Ahbe et al. (1990) haben verschiedene zur Berechnung der Ökofaktoren anwendbare Formeln diskutiert und folgende Funktion eingeführt, in welcher der Ökofaktor (in Prozent des kritischen Flusses) proportional zum Verhältnis aktueller Fluss zu kritischem Fluss ist. Daraus haben die Autoren die folgende Formel abgeleitet:

$$\text{Ökofaktor} = \frac{IUBP}{F_k} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c \quad (1)$$

- F = Aktueller Fluss: Aktuelle jährliche Fracht eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource, bezogen auf die Schweiz
 F_k = Kritischer Fluss: Kritische jährliche Fracht eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource, bezogen auf die Schweiz
 c = $10^{12}/a$
 $IUBP$ = Umweltbelastungspunkt (die Einheit des bewerteten Ergebnisses)

In der Aktualisierung von Brand et al. (1998) wurde die Formel unverändert belassen. Die folgenden Gründe führten dazu, diese Formel in Frischknecht et al. (2006) mathematisch umzuformen und sanft zu renovieren:

- > Die internationale Ökobilanznorm ISO 14044 gibt eine Grundstruktur der Wirkungsabschätzung vor. Diesen Vorgaben soll, wie in Abschnitt 3.3 dargelegt wird, weitgehend entsprochen werden.
- > Umweltprobleme können zeitlich oder örtlich stark variieren. Dies ist beispielsweise bei der Ressource Süßwasser der Fall, die in einigen Regionen der Welt sehr knapp, in anderen hingegen im Überfluss vorhanden ist. Da die Schweiz keine Wasserknappheit kennt, gab es in den ersten beiden Versionen der Bewertungsmethode keinen Ökofaktor für die Ressource Süßwasser. In Ökobilanzen von Nahrungsmitteln und Rohstoffen aus ariden Gebieten (z. B. Tomaten aus Südspanien, Baumwolle aus China) konnten diese umweltrelevanten Aspekte nicht berücksichtigt werden. Die im Rahmen der letzten Aktualisierung überarbeitete Formel ermöglicht eine regionale wie auch zeitliche Differenzierung.

Da die neue Darstellung auf einer mathematischen Umformung beruht, ergibt sich eine hohe Kontinuität, wobei

- > bei gleichen kritischen und aktuellen Flüssen eines Schadstoffes mit der revidierten Formel derselbe Ökofaktor resultiert wie mit der ursprünglichen Formel,
- > die lineare Abhängigkeit des Ökofaktors (in Prozent des kritischen Flusses) vom Verhältnis aktueller Fluss zu kritischem Fluss erhalten bleibt,

- > die bereits früher angewendete Charakterisierung wirkungsgleicher Schadstoffe (zum Beispiel Treibhauspotenzial von CO₂, Methan und anderen Treibhausgasen) beibehalten, durch eine Systematisierung aber gleichzeitig erleichtert wird,
- > bei der Anwendung der Ökofaktoren alles beim Alten bleibt, indem eine Tabelle mit den Ökofaktoren zur Verfügung gestellt wird, mit denen die Sachbilanzergebnisse gewichtet werden können.

Die Darstellung der ursprünglichen Gleichung (1) (Ahbe et al. 1990, Brand et al. 1998) wurde leicht geändert. Mathematisch änderte sich an der Formel dadurch zunächst nichts. Die in (2) und (3) dargestellte Herleitung der mit der Aktualisierung 2006 neu eingeführten Gleichung für gesamtschweizerische jährliche Flüsse eines Einzelschadstoffes aus der ursprünglichen Gleichung (1) zeigt, dass die beiden Darstellungsweisen im Ergebnis identisch sind.

In der ursprünglichen Formel (1) wird zunächst am kritischen Fluss normiert und dann mit einem Verhältnis von F und F_k gewichtet. Gleichung (2) zeigt die um den aktuellen Fluss F/F erweiterte Formel. Durch Umordnung der Koeffizienten gelangt man schliesslich zu Gleichung (3), dem Ausgangspunkt für die seit 2006 verwendeten Ökofaktor-Formel (4), die im folgenden Abschnitt erläutert wird.

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1 \text{ UBP}}{F_k} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c \quad (1)$$

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1}{F_k} \cdot \frac{F}{F} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c \quad (2)$$

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1}{F} \cdot \left(\frac{F}{F_k} \right)^2 \cdot c \quad (3)$$

3.3 Ökologische Knappheit und die Berechnung der Ökofaktoren

Die Methode der ökologischen Knappheit gewichtet die Umwelteinwirkungen, das heisst die Schadstoffemissionen und die Ressourcenentnahmen, mit sogenannten «Ökofaktoren». Der Ökofaktor leitet sich aus der Umweltgesetzgebung oder entsprechenden politischen Zielen ab. In seiner Grundform ist er, entsprechend der ISO-Norm 14044, in die drei Elemente gliederbar (International Organization for Standardization (ISO) 2006b):

Die Formel

- > Charakterisierung,
- > Normierung und
- > Gewichtung

Ausgangspunkt für die revidierte Ökofaktor-Formel bildet die oben hergeleitete Gleichung (3).

Der Ökofaktor ist für jede Umwelteinwirkung wie folgt definiert:

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{K}_{\substack{\text{Charakterisierung} \\ \text{(optional)}}} \cdot \underbrace{\frac{I \cdot \text{UBP}}{F_n}}_{\substack{\text{Normierung} \\ \text{Gewichtung}}} \cdot \underbrace{\left(\frac{F}{F_k}\right)^2}_{\substack{\text{Gewichtung} \\ \text{Konstante}}} \cdot c \quad (4)$$

mit:

- K = Charakterisierungsfaktor eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource
 Fluss = Fracht eines Schadstoffs, Verbrauchsmenge einer Ressource oder Menge einer charakterisierten Umwelteinwirkung
 F_n = Normierungsfluss: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Schweiz
 F = Aktueller Fluss: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf das Referenzgebiet
 F_k = Kritischer Fluss: Kritischer jährlicher Fluss, bezogen auf das Referenzgebiet
 c = Konstante ($10^{12}/a$)
 UBP = Umweltbelastungspunkt: die Einheit des bewerteten Ergebnisses

Charakterisierungsfaktoren werden für Schadstoffe und Ressourcen bestimmt, die einer spezifischen Umweltwirkung (beispielsweise dem Treibhauseffekt) zugeordnet werden können. Dabei wird die Wirkung eines bestimmten Schadstoffes (zum Beispiel Treibhauswirksamkeit von Methan) in Beziehung gesetzt zur Wirkung einer Referenzsubstanz (in diesem Beispiel Kohlendioxid). Die Regeln zur Anwendung der Charakterisierung werden in Teil 2, Kapitel 4.4 erörtert. Charakterisierung wurde bereits in einer früheren Version der Methode der ökologischen Knappheit eingeführt (Klimaänderung, Ozonschichtabbau, Versauerung und Primärenergie).

Die Charakterisierung

Die Normierung dient der Anpassung der Knappheitssituation (Gewichtung) an die aktuellen Emissionen/Ressourcenentnahmen einer Region. Auch ISO 14044 und die einschlägigen SETAC-Publikationen (wie beispielsweise Udo de Haes 1996) schlagen vor, die Normierung anhand der aktuellen Flüsse einer Region vorzunehmen.

Die Normierung

Die Knappheit (Gewichtung) ist eine dimensionslose Grösse, die nur vom Verhältnis aktuellem zu kritischem Fluss, nicht aber von deren absoluten Werten bestimmt wird. Mit der Normierung wird die Beurteilung auf die schweizerischen Verhältnisse angepasst (normiert). Deshalb **erfolgt die Normierung auf der Basis der gesamtschweizerischen jährlichen Schadstoff-Emissionen** resp. Ressourcen-Entnahmen.

Die abschliessende Gewichtung von Schadstoffen beziehungsweise Ressourcen oder von charakterisierten Umweltwirkungen erfolgt anhand ihrer «Distanz zur Umweltzielsetzung» (Distance-to-Target), der sogenannten «**ökologischen Knappheit**». In der Regel verwendet die Methode dazu einerseits die gesamten gegenwärtigen Flüsse einer Umwelteinwirkung in der Schweiz pro Jahr (aktuelle Flüsse) und andererseits die im Rahmen der umweltpolitischen Ziele als maximal zulässig erachteten Flüsse derselben Umwelteinwirkung in der Schweiz pro Jahr (kritische Flüsse). Je nach Ausgestaltung des Umweltziels beziehungsweise der Umweltgesetzgebung werden einzelne Substanzen oder (charakterisierte) Umweltwirkungen betrachtet.

Die Gewichtung

Das Verhältnis aktueller zu kritischem Fluss wird im Quadrat berücksichtigt. Dies hat den Effekt, dass starke Überschreitungen vom Zielwert (kritischer Fluss) überpropor-

tional und starke Unterschreitungen unterproportional gewichtet werden, also eine zusätzliche Emission stärker gewichtet wird je höher die Belastungssituation bereits ist.

Die Gewichtung ist eine dimensionslose Grösse, die ausschliesslich vom **Verhältnis des aktuellen zum kritischen Fluss** bestimmt wird. Die absolute Grösse der Flüsse hat keinerlei Einfluss auf die Gewichtung. So resultiert ein identischer Gewichtungsfaktor unabhängig davon, ob beispielsweise ein aktueller Fluss von 2000 t/a und ein kritischer Fluss von 1000 t/a vorhanden sind oder ob diese Flüsse deutlich tiefer bei 6 und 3 kg/a liegen. Das Verhältnis der Flüsse ist in beiden Beispielen jeweils 2:1, der Gewichtungsfaktor deshalb in beiden Beispielen 4.

Der Faktor *c* ist für alle Ökofaktoren identisch und dient der besseren Handhabbarkeit; er führt zu praktikableren Grössenordnungen und enthält die aus den Mengeneinheiten verbleibende Zeitdimension.

Die Konstante

Die Einheit des Ökofaktors ist «Umweltbelastungspunkte (UBP) pro Umwelteinwirkungs-Einheit», also beispielsweise «21 UBP pro Gramm SO₂», beziehungsweise «Umweltbelastungspunkte (UBP) pro Umweltwirkungseinheit», beispielsweise «460 UBP pro Gramm CO₂-Äquivalente».

Der Ökofaktor

Die Formel in ihrer neuen Darstellung erlaubt es, zeitlich und örtlich differenzierende Ökofaktoren sowie Ökofaktoren von Untergruppen bestimmter Schadstoffe zu bestimmen, die mit dem Grundkonzept und mit den Schweizer Jahresökofaktoren vollständig kompatibel und somit problemlos kombinierbar sind. Die nachfolgenden Abschnitte beschreiben diese Differenzierungsmöglichkeiten.

3.4 Regionalisierung von Ökofaktoren

Die Aufteilung des Ökofaktors in Charakterisierung, Normierung und Gewichtung erlaubt eine Umrechnung von und auf verschiedene Regionen. Der Gewichtungsfaktor wird mit dem aktuellen und dem kritischen Fluss eines bestimmten Gebietes berechnet. Die Normierung wird in jedem Fall mit dem aktuellen Fluss der Region berechnet, für welche der Ökofaktor gelten soll, das heisst im vorliegenden Fall die Schweiz (siehe Gleichung (5)). Gleichung (5) entspricht der Gleichung (1), wenn Region 1 mit der Schweiz identisch ist.

$$\text{Ökofaktor}_{\text{Region 1}} = K \cdot \frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n^{CH}} \cdot \left(\frac{F_{\text{Region 1}}}{F_k^{\text{Region 1}}} \right)^2 \cdot c \tag{5}$$

mit:

- K* = Charakterisierungsfaktor eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource
- Fluss* = Fracht eines Schadstoffs, Verbrauchsmenge einer Ressource oder Menge einer charakterisierten Umwelteinwirkung
- F_n^{CH}* = Normierungsfluss: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Schweiz
- F^{Region 1}* = Aktueller Fluss: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Region 1
- F_k^{Region 1}* = Kritischer Fluss: Kritischer jährlicher Fluss, bezogen auf die Region 1

c = Konstante ($10^{12}/a$)

UBP = Umweltbelastungspunkt: die Einheit des bewerteten Ergebnisses

Es gibt drei Anwendungsfälle für diese regionalisierte Ökofaktorenberechnung:

1. Ein Gewichtungsfaktor, welcher für eine bestimmte Region ermittelt wird, lässt sich auf die Schweiz normieren und so in die Bewertung integrieren. So kann z. B. für den Süßwasserverbrauch in Andalusien ein regionaler Gewichtungsfaktor auf der Basis der dortigen aktuellen und kritischen Flüsse berechnet werden. Damit kann der im Vergleich zur Schweiz deutlich verschärfte Knappheit des Süßwassers in Andalusien Rechnung getragen werden. Mit der Normierung am aktuellen Schweizer Fluss ergibt sich ein mit schweizerischen Ökofaktoren kompatibler Ökofaktor, welcher die Knappheitsverhältnisse in Andalusien repräsentiert. Mit diesem Ökofaktor kann nun ein in Andalusien stattfindender Wasserverbrauch aus Schweizer Optik bewertet werden.
2. Wo die Umweltpolitik räumlich stark unterschiedliche Ziele setzt, können Ökofaktoren für kleinere Gebiete bestimmt werden (z. B. regionale oder gar standortspezifische Faktoren), wenn deutlich kritischere Situationen auftreten, die mit einem schweizerischen Durchschnitts-Faktor nicht bzw. ungenügend abgebildet werden. Der Zustand der schweizerischen Seen beispielsweise ist stark unterschiedlich. Mittellandseen wie der Greifensee oder der Hallwilersee sind stärker mit Phosphor belastet als beispielsweise der Brienersee oder der Bodensee. Massnahmen zur Verminderung des Phosphoreintrags bei stärker vorbelasteten Seen führen zu einer stärkeren Reduktion der Umweltauswirkungen.
3. Wenn die schweizerische Umweltpolitik vertraglich an internationale Zielsetzungen gebunden ist, werden Gewichtungsfaktoren anhand dieser Ziele für grössere Gebiete als die Schweiz berechnet. Solche z. B. europäischen Gewichtungsfaktoren werden dann mit den schweizerischen Verhältnissen normiert. So hat sich die Schweiz beispielsweise mit den Nordsee-Anliegerstaaten auf eine Reduktion der Einleitung von Stickstoff in die Nordsee auf die Hälfte (gegenüber dem Basisjahr 1985) geeinigt.

Wurden innerhalb der Schweiz regional unterschiedliche Ökofaktoren ermittelt, so sollen diese verwendet werden, um den durchschnittlichen schweizerischen Ökofaktor zu berechnen. Dabei wird die gewichtete Summe der regionalen Ökofaktoren gebildet. Gleichung (6) beschreibt ein Beispiel mit zwei Regionen:

$$\text{Ökofaktor}^{CH} = \text{Ökofaktor}^{\text{Region 1}} * r_1 + \text{Ökofaktor}^{\text{Region 2}} * r_2. \quad (6)$$

mit:

r_1 = Anteil des aktuellen Flusses der Region 1 am gesamtschweizerischen aktuellen Fluss

r_2 = Anteil des aktuellen Flusses der Region 2 am gesamtschweizerischen aktuellen Fluss

Durch die quadratische Funktion des Gewichtungsfaktors ist eine räumliche Differenzierung mathematisch nicht neutral sondern gibt den stärker belasteten Regionen ein höheres Gewicht.

3.5

Zeitliche Differenzierung von Ökofaktoren

In analoger Art erlaubt die neue Formeldarstellung eine zeitliche Differenzierung der Gewichtung und damit des Ökofaktors. So könnte beispielsweise bei gewissen Luftschadstoffen der aktuelle und der kritische Fluss in zeitliche Perioden, z. B. Sommer- und Winterhalbjahr, unterschieden werden (vgl. Gleichung (7)).

$$\text{Ökofaktor}^{\text{Periode 1}} = K \cdot \frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n^{\text{Jahr}}} \cdot \left(\frac{F^{\text{Periode 1}}}{F_k^{\text{Periode 1}}} \right)^2 \cdot c \quad (7)$$

mit:

K = Charakterisierungsfaktor eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource

Fluss = Fracht eines Schadstoffs, Verbrauchsmenge einer Ressource oder Menge einer charakterisierten Umwelteinwirkung

F_n^{Jahr} = Normierungsfluss: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Schweiz

$F^{\text{Periode 1}}$ = Aktueller Fluss: Aktueller jährlicher Fluss, während der Zeitperiode 1 (z. B. tagsüber oder Sommerhalbjahr), bezogen auf die Schweiz

$F_k^{\text{Periode 1}}$ = Kritischer Fluss: Kritischer jährlicher Fluss, während der Zeitperiode 1 (z. B. tagsüber oder Sommerhalbjahr), bezogen auf die Schweiz

c = Konstante ($10^{12}/a$)

UBP = Umweltbelastungspunkt: die Einheit des bewerteten Ergebnisses

Die sich daraus ergebenden Ökofaktoren können dann wiederum gewichtet zu einem Tages- oder Jahresdurchschnitt zusammengefasst werden. Dies wird an einem Beispiel mit zwei Zeitperioden illustriert.

$$\text{Ökofaktor}^{\text{Jahr}} = \text{Ökofaktor}^{\text{Periode 1}} * p_1 + \text{Ökofaktor}^{\text{Periode 2}} * p_2 \quad (8)$$

mit:

p_1 = Anteil des aktuellen Flusses der Periode 1 am jährlichen aktuellen Fluss

p_2 = Anteil des aktuellen Flusses der Periode 2 am jährlichen aktuellen Fluss

Die Formel ist für jede Art zeitlicher Differenzierung verwendbar; auch eine Aufteilung in beliebig viele Perioden wäre denkbar, zum Beispiel mit vier Perioden gemäss den vier Jahreszeiten.

Auch hier gilt, dass Situationen, in denen der aktuelle Fluss deutlich über dem kritischen Fluss liegt, infolge des quadratischen Gewichtungsfaktors überproportional stärker gewichtet werden. Deshalb entspricht ein anhand zeitlich differenzierter Ökofaktoren berechneter Jahres-Ökofaktor nicht einem mit Jahresfrachten ermittelten Ökofaktor.

3.6 Ökofaktoren für Schadstoff-Untergruppen

In gewissen Fällen hat der Gesetzgeber ein Umweltziel für eine Schadstoffgruppe erlassen (beispielsweise PM10), nicht jedoch für einzelne Untergruppen, die man möglicherweise in Inventaren ausgewiesen vorfindet oder aus anderen Gründen separat betrachten will oder muss (wie beispielsweise PM2.5). In dieser Situation sollen alle Untergruppen denselben Ökofaktor erhalten wie die gesamte Gruppe, da sich auf Grund der massgebenden Umweltgesetzgebung keine Differenzierung begründen lässt¹. Das Bilden von Schadstoff-Untergruppen (PM2.5 und PM2.5–10) darf also – gleiches Umweltziel vorausgesetzt – auf die Höhe des Ökofaktors keinen Einfluss haben.

Die ursprüngliche Ökofaktor-Formel erlaubte es nicht, Schadstoffgruppen frei zu differenzieren, da jede Aufteilung von Stoffflüssen zu spürbar höheren Ökofaktoren führte. Die überarbeitete Formeldarstellung bietet für diese Situationen eine elegante Lösung:

Ökofaktoren für Teile einer Schadstoffgruppe können gebildet werden, indem in der Ökofaktor-Formel für die Normierung der Fluss der gesamten Schadstoffgruppe verwendet wird, in unserem Beispiel also die jährliche, gesamtschweizerische PM10 Fracht.

Da die Untergruppen PM2.5 und PM2.5–10 dasselbe relative Reduktionsziel aufweisen, ist der Gewichtungsfaktor für PM10, für PM2.5–10 und für PM2.5 identisch. Daraus resultieren für PM10, PM2.5 und PM2.5–10 dieselben Ökofaktoren.

$$\text{Ökofaktor}^{PM10} = K \cdot \frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n^{PM10}} \cdot \left(\frac{F^{PM10}}{F_k^{PM10}} \right)^2 \cdot c \quad (9a)$$

$$\text{Ökofaktor}^{PM2.5} = K \cdot \frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n^{PM10}} \cdot \left(\frac{F^{PM2.5}}{F_k^{PM2.5}} \right)^2 \cdot c \quad (9b)$$

$$\text{Ökofaktor}^{PM2.5-10} = K \cdot \frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n^{PM10}} \cdot \left(\frac{F^{PM2.5-10}}{F_k^{PM2.5-10}} \right)^2 \cdot c \quad (9c)$$

So können auf plausible Weise inkonsistente Artefakte vermieden werden, die bisher bei der Aufgliederung von Schadstoff-Gruppen auftraten.

Davon zu unterscheiden sind Substanzen einer Schadstoff-Gruppe, für die ein anderes Reduktionsziel gilt. Diese sind aus der Gruppe herausgelöst und werden separat betrachtet. Bei den PM10 Emissionen ist dies für Dieseldruck-Emissionen der Fall.

¹ Dies obwohl man davon ausgehen muss, dass PM2.5 tendenziell schädlicher sind als die Gesamtheit der PM10.

4 > Grundsätze zur Herleitung von Ökofaktoren

4.1 Berücksichtigung der natürlichen Hintergrundbelastung

Es werden wo immer möglich nur die anthropogenen Flüsse für die Berechnung der Ökofaktoren betrachtet (Beispiel: Stickstoff im Gewässer). Die natürliche Hintergrundbelastung liegt ausserhalb der Systemgrenzen.

anthropogene Flüsse

4.2 Summenparameter

Parameter, die verschiedene Stoffe zusammenfassen (z. B. NMVOC, Gesamtstickstoff), werden verwendet, wenn die umweltpolitischen Ziele nur für den Summenparameter formuliert sind oder die ökologische Wirkung der einzelnen Stoffe ähnlich ist. Als Hilfskonstruktion kann ein Ökofaktor auch für einen Summenparameter berechnet werden, wenn dieser verbreitet in Sachbilanzen ausgewiesen wird.

Die Verwendung von Summenparametern birgt die Gefahr der Doppelzählung, wenn in Sachbilanz-Datenbanken Substanzen, die bereits in einem Summenparameter enthalten sind, zusätzlich separat ausgewiesen und dadurch zweimal bewertet werden. Nach Möglichkeit sollte daher die Bewertung auf der Ebene der einzelnen Wirksubstanzen erfolgen.

4.3 Vorsorgeprinzip

Je nach Quelle, Land und Themengebiet wird das Vorsorgeprinzip leicht unterschiedlich definiert und gehandhabt. Allen Definitionen gemeinsam ist indessen die Anwendbarkeit bei wissenschaftlich ungenügend gesicherten Ursache-Wirkung-Beziehungen, wobei Hinweise eine Gefährdung der Gesundheit von Mensch, Tier oder Umwelt vermuten lassen (BAG et al. 2003).

Im Zweckartikel des schweizerischen Umweltschutzgesetzes (USG) ist das Vorsorgeprinzip explizit erwähnt: *«Im Sinne der Vorsorge sind Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden **könnten**, frühzeitig zu begrenzen.»* Aus dem Vorsorgeprinzip kann das Recht oder die Pflicht zu vorsorglichen Massnahmen abgeleitet werden (BAG et al. 2003, S. 4f.)

Selbst wenn eine Unschädlichkeitsschwelle definiert werden kann, sind für gewisse Personen oder Teile der Umwelt weiterhin negative Auswirkungen möglich. Zum Beispiel reagieren Personen unterschiedlich empfindlich auf Belastungen mit Ozon oder anderen Luftschadstoffen. Einwirkungen unterhalb oder ohne Unschädlichkeitsschwelle müssen jedoch nur reduziert werden, soweit dies betrieblich (technisch) machbar und wirtschaftlich tragbar ist. Bei Überschreitungen der Unschädlichkeits-

schwelle gilt diese Einschränkung nicht und es muss in jedem Fall reduziert werden. Andere Bundesämter als das BAFU können davon leicht abweichende Definitionen verwenden (BAG et al. 2003, S. 8ff.). Deren Vorgaben sind jedoch für die Herleitung der Ökofaktoren von geringer Relevanz.

4.4 Verwendung von Charakterisierungsfaktoren

Die grundlegende Bedingung für die Anwendung von Charakterisierungsfaktoren ist die **Übereinstimmung der Charakterisierung mit der Intention des Gesetzgebers**.

Zwei Beispiele sollen dies verdeutlichen. Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe (VOC) tragen unterschiedlich stark zur bodennahen Ozonbildung bei. Da jedoch der Gesetzgeber die VOC-Abgabe pro kg VOC erhebt und nicht auf Basis des Ozonbildungspotentials, wird bei den VOC keine Charakterisierung angewendet.

Mit dem aktuellen CO₂-Gesetz werden die Emissionen aller Treibhausgase geregelt. Somit ist bei den Treibhausgasen eine Charakterisierung angezeigt.

Im weiteren gilt:

- a) Die verwendeten Charakterisierungsfaktoren sollen wissenschaftlich anerkannt sein.
- b) Die Charakterisierungsfaktoren können aus politischen Zielvorgaben hergeleitet sein.

4.5 Bestimmung der Normierung

Die zur Gewichtung herangezogenen aktuellen Flüsse sind in der Regel identisch mit den für die Normierung verwendeten Flüssen. Wird aber eine Charakterisierung durchgeführt oder regional oder zeitlich differenziert, so unterscheiden sich aktueller Fluss und Normierungsfluss, falls das Umweltziel nicht auch auf der Basis der charakterisierten Emissionen formuliert ist. Der charakterisierte Fluss umfasst nur diejenigen Stoffflüsse, deren Ökofaktoren über die Charakterisierung bestimmt werden. Ökofaktoren werden gemäss dem Prinzip des höchsten Ökofaktors (Teil 2, Kap. 4.11) immer nur über das strengste Ziel bewertet.

Für die Herleitung der Normierungsflüsse sind gewisse Regeln zu beachten:

- > Prioritär sollen die aktuellen jährlichen Frachten der Schweiz verwendet werden. Dies gilt insbesondere und ohne Ausnahme für innerschweizerisch differenzierte Ökofaktoren (standortspezifische oder kantonale Ökofaktoren)
- > Falls diese nicht bekannt sind, oder die Umwelteinwirkung nicht auftritt, sind europäische oder globale jährliche Frachten zu verwenden, die über das Verhältnis der Bevölkerung, der Fläche oder einer anderen geeigneten Grösse auf «schweizerische» Frachten umgerechnet werden.

- > Sind diese nicht bekannt, sollen jährliche Frachten eines einzelnen Industriestaates verwendet werden, ebenfalls korrigiert um das Verhältnis der Bevölkerung oder einer anderen geeigneten Grösse.

Bei Schadstoffen und Ressourcen, die charakterisiert werden, müssen die charakterisierten jährlichen Wirkungen zur Normierung verwendet werden.

4.6

Bestimmung der Gewichtung

Durch die Darstellung der Formel entsteht ein eigenständiger Gewichtungsterm mit dem Verhältnis von F und F_k im Quadrat. Durch die quadratische Gewichtung werden leichte Überschreitungen des kritischen Flusses viel weniger stark gewichtet als deutliche Überschreitungen: Liegt der aktuelle Fluss beispielsweise 10% über dem kritischen Fluss ($F = 1.1 F_k$), ergibt dies einen Gewichtungsfaktor von 1.21. Liegt der aktuelle Fluss 40% über dem kritischen Fluss ($F = 1.4 F_k$), resultiert ein Gewichtungsfaktor von rund 2, und bei 100% Überschreitung des kritischen Flusses ($F = 2 F_k$) beträgt der Gewichtungsfaktor 4.

Für die Gewichtung werden in der Regel nationale jährliche Flüsse verwendet. Je nach Fragestellung können für bestimmte Umweltprobleme standortspezifische, kantonale, nationale, regionale, kontinentale oder globale bzw. saisonale oder jährliche aktuelle und kritische Flüsse zur Anwendung kommen. Die Flüsse werden entsprechend der Umweltziele und passend zur Normierung entweder als Einzelsubstanzen oder als charakterisierte Umweltwirkungen quantifiziert.

Aktueller und kritischer Fluss werden in derselben Einheit ausgedrückt. Deshalb ist der Gewichtungsterm einheitenlos.

Die Gewichtungsfunktion ist auch bei örtlich und zeitlich differenzierenden Ökofaktoren quadratisch. Dies im Unterschied zum Vorschlag von Dinkel et al. (2004), bei welchem der Gewichtungsfaktor bei regionalisierten Ökofaktoren linear ist.

Die aktuellen Flüsse sind immer hinsichtlich des Reduktionsziels zu bestimmen. Die Systemgrenze zur Ermittlung des aktuellen Flusses muss identisch sein mit der Systemgrenze zur Ermittlung des kritischen Flusses. Meistens ist der aktuelle Fluss identisch zum Normierungsfluss.

Aktueller Fluss

Die kritischen Flüsse werden in der Regel auf politisch verbindliche Zielsetzungen abgestützt (die ihrerseits auf wissenschaftlichen Kenntnissen beruhen können). In erster Linie sind dies gesetzlich festgelegte Schutzziele (Jahresfrachten, Immissionsgrenzwerte). Wo gesetzliche Vorgaben fehlen, wird auf möglichst verbindliche politische Absichtserklärungen abgestellt (zum Beispiel die Absicht zur Begrenzung des Bedarfs an Siedlungsfläche pro Kopf als Grundlage für die Bewertung der Landnutzung).

Kritischer Fluss

4.7 **Bestimmung des Ökofaktors**

Die Ökofaktoren bilden über die Charakterisierung, Normierung und Gewichtung die politische und gesetzgeberische Bewertung der ökologischen Relevanz der Schadstoffe ab. Die Emissionen verschiedener Schwermetalle in Luft, Boden und Gewässer beispielsweise wird mit einem jeweils eigenen Ökofaktor bewertet, welcher (idealerweise) aus den jeweiligen aktuellen und kritischen Flüssen berechnet wird. Daraus ergibt sich normalerweise ein unterschiedlicher Ökofaktor für die Emission eines Schadstoffes in Wasser, Luft oder Boden. Diese Unterschiede widerspiegeln die unterschiedlichen gesetzlichen Anforderungen und aktuellen Belastungen.

4.8 **Zeitaspekte zur Bestimmung der Ökofaktoren**

In Gesetzen festgelegte Vorgaben, wie z. B. Immissionsgrenzwerte für Luftschadstoffe, enthalten ausser den Übergangsbestimmungen meistens keinen expliziten Zeithorizont. Die Bestimmungen gelten ab deren Inkrafttreten. Bei politischen Vorgaben hingegen können konkrete Ziele für bestimmte Zeitpunkte definiert sein. Mit dem Bericht zur nachhaltigen Entwicklung der Schweiz (Schweizerischer Bundesrat 2012) zeigt der Bundesrat, dass er eine langfristige Sichtweise anstrebt, wie sie bereits in der Bundesverfassung (Art. 73) festgehalten ist. Zudem erwähnt die Präambel der Verfassung die Verantwortung gegenüber zukünftigen Generationen.

Sind für die Bestimmung eines Ökofaktors mehrere politische Zielvorgaben mit (stark) unterschiedlichen Fristigkeiten vorhanden, sollte aufgrund einer Einschätzung der aktuellen politischen Lage entweder einer der Zeitpunkte ausgewählt werden oder eine Interpolation auf einen Zeitpunkt dazwischen durchgeführt werden.

4.9 **Zeitaspekte bezüglich Zusammenhang von Ökofaktoren und Einwirkungen**

Die Methode der ökologischen Knappheit geht für die Bestimmung der Ökofaktoren von der heutigen Situation aus. Wie nun ist mit Angaben aus den Inventaren umzugehen, welche bereits in weiter Vergangenheit angefallen sind oder erst in ferner Zukunft anfallen werden?

In den Inventaren enthaltene, bereits vor langer Zeit entstandene Einwirkungen können je nach Fragestellung mitbetrachtet werden oder auch nicht. In der Regel ist keine spezielle Anpassung notwendig.

Leicht anders ist die Situation bei Einwirkungen, die durch heutige Prozesse ausgelöst werden, die aber erst in sehr weiter Zukunft anfallen werden. Ein Beispiel sind die Langzeitemissionen aus Deponien (in den ecoinvent-Daten bis 60000 Jahre in die Zukunft modelliert), ausgelöst durch heute deponierte Abfälle.

Solche Emissionen in ferner Zukunft sollten nicht einfach mit einem Ökofaktor Null bewertet und damit vernachlässigt werden. Andererseits fallen diese Einwirkungen möglicherweise gar nie an: Mit technischem Aufwand sind Deponien praktisch jederzeit sanierbar. Es ist deshalb vertretbar, solche sehr weit zukünftigen Emissionen entweder nur teilweise zu berücksichtigen oder aber einen eigenen Ökofaktor zu bestimmen. Die Methode der ökologischen Knappheit orientiert sich grundsätzlich an den gegenwärtigen politischen Vorgaben und umweltrechtlichen Zielen. Damit ist eine abweichende Bewertung von Langzeitemissionen grundsätzlich denkbar, da sich zukünftige Ziele, aber auch die Belastungssituation zum Zeitpunkt des Auftretens der Langzeitemissionen, deutlich von der heutigen Situation unterscheiden können.

In jedem Fall ist sorgfältig zu prüfen, wie die Langzeitemissionen in Sachbilanzdaten erfasst sind. Je nachdem ist eine differenzierende Betrachtung und Bewertung der Langzeitemissionen erforderlich.

4.10 Räumliche Aspekte

Die politischen und gesetzlichen Vorgaben beinhalten manchmal eine räumliche Differenzierung. Dies ist zum Beispiel bei den Grenzwerten für Schadstoffe in Oberflächengewässer und Grundwasser der Fall. Meistens gelten die Regelungen jedoch unterschiedslos für die ganze Schweiz. Wenn eine relevante Unterscheidung gemacht wird, so sollte dies mit entsprechenden Ökofaktoren abgebildet werden.

Bei regional stark unterschiedlichen Belastungssituationen für Schadstoffe mit einem schweizweit einheitlichen Grenzwert, ist es angezeigt, eine Differenzierung vorzunehmen. Bei Luftschadstoffen sind die Unterschiede meist zu gering oder nicht quantifizierbar. Bei Gewässerschadstoffen können hingegen relevante und quantifizierbare Belastungsunterschiede auftreten (z. B. bei Phosphor in Seen, siehe Teil 3, Kap. 10.3). In solchen Fällen sollen regionalisierte Ökofaktoren angewendet werden, um den gesamtschweizerischen Ökofaktor zu bestimmen (siehe auch Teil 2, Kap. 3.4).

4.11 Auswahl des Ökofaktors bei mehreren Herleitungsmöglichkeiten (Prinzip des höchsten Ökofaktors)

Bei einigen Schadstoffen existieren mehrere mögliche Arten zur Herleitung des Ökofaktors. So können zum Beispiel spezifische Ammoniakemissionen in die Luft aufgrund der politischen Zielvorgabe für Stickstoff, oder aber anhand des Versauerungspotentials bewertet werden. Für die Methode der ökologischen Knappheit gilt der Grundsatz, dass **jeweils der höchste der resultierenden Ökofaktoren** verwendet wird. Die Gewichtung geschieht somit aufgrund der dominierenden bewertbaren Umweltwirkungen.

5 > Grundsätze zur Anwendung der Ökofaktoren

5.1 Auswahl der Stoffe

Die ökologische und politische Relevanz ist massgebend dafür, ob für eine Substanz ein Ökofaktor ermittelt wird. Die Liste der gewichtbaren Umwelteinwirkungen ist dadurch begrenzt. Denn die Umweltpolitik setzt bei weitem nicht für alle Stoffe Ziele fest, insbesondere für diejenigen nicht, die in der Schweiz und Europa wenig Umweltrelevanz haben (wie z. B. Emissionen von Sulfat in Gewässer) oder zu denen noch zu wenig bekannt ist (z. B. Nanopartikel). Die Stoffliste konnte jedoch mit jeder Aktualisierung erweitert werden.

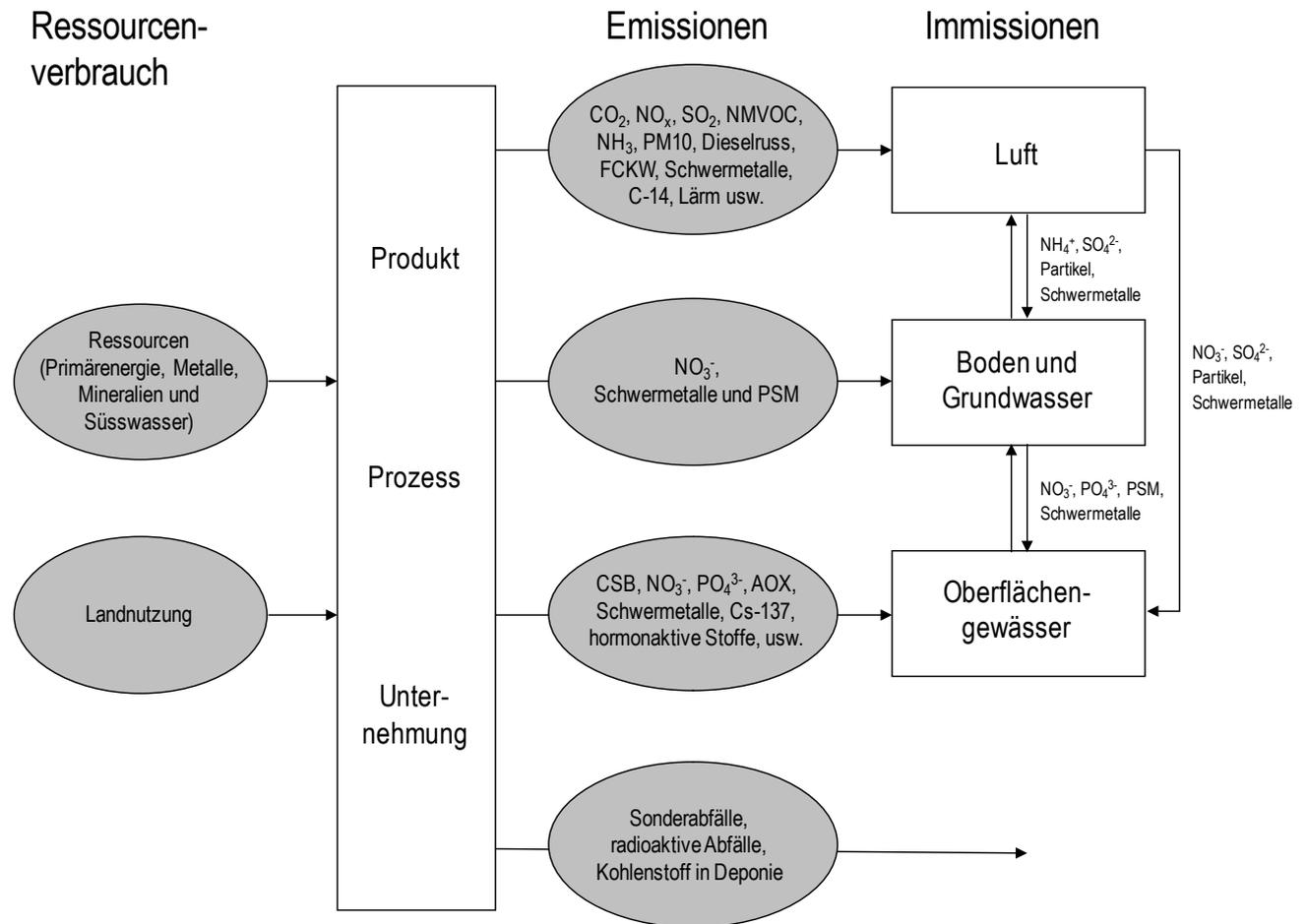
ökologische und politische
Relevanz

Alle Ökofaktoren aus dem bisherigen Bericht (Frischknecht et al. 2008) werden weitergeführt. Mit wenigen Ausnahmen basieren die aktualisierten Ökofaktoren des vorliegenden Berichts auf derselben Herleitung, allerdings mit aktualisierten Werten.

Die Stoffe werden am Übergang von der Technosphäre in die Natur erfasst. Diese Grenze ist nicht immer klar definiert – vor allem im Bereich Boden/Grundwasser. Eine detailliertere Erörterung zu dieser Grenze ist im Kapitel «Boden» (Teil 3, Kap. 12.1.2) zu finden. Abb. 3 zeigt in einer schematischen Übersicht, an welchen Orten mit Ökofaktoren Umwelteinwirkungen bewertet werden (grau hinterlegte Felder). Eine Emission soll nur einmal – beim erstmaligen Übertritt von der Technosphäre in die Natur – bewertet werden. Weitere Stoffflüsse innerhalb der Natur, auch von ursprünglich anthropogenen Substanzen, werden nicht berücksichtigt, um Doppelzählungen zu vermeiden.

Abb. 3 > Übersicht zur Systemabgrenzung

Die durch Ökofaktoren bewerteten Umwelteinwirkungen sind grau hinterlegt.



5.2 Räumliche und zeitliche Gültigkeit der Ökofaktoren

Sachbilanzen von Produkt-Systemen beinhalten meist global verteilte Emissionen und Ressourcenverbräuche. In der Anwendung der Ökofaktoren ist deshalb zu berücksichtigen, dass jede Emission so gewichtet wird, wie wenn sie in der Schweiz stattfände (ausser Süsswasser, sofern die Sachbilanz entsprechend differenziert ist, und radioaktive Emissionen und Ölemissionen in die Nordsee). Das führt dazu, dass eine Prozessverlagerung in ein anderes Land bei gleichen Emissionen eine Ökobilanz nicht beeinflusst. Während bei global einheitlich wirkenden Umwelteinwirkungen, wie z. B. Treibhausgasen, die Ökofaktoren für alle Emissionen global verwendbar sind, können die Umweltauswirkungen einer Emission oder einer Ressourcenentnahme bei einzelnen Schadstoffen regional unterschiedlich sein (z. B. die Emission von Wasserschadstoffen). Die im vorhergehenden Kapitel vorgestellte Regionalisierung der Ökofaktoren erlaubt es, solche Unterschiede zu berücksichtigen.

In der Praxis können jedoch für eine Produkt-Ökobilanz die jeweiligen spezifischen regionalen Verhältnisse – in der Regel mangels Informationen über die spezifische Umweltsituationen und die dortigen umweltpolitischen Ziele – nur mit grossem Aufwand systematisch berücksichtigt werden. Dies würde eine eigenständige systematische Definition von Ökofaktoren für eine andere Region voraussehen. Denkbar ist jedoch, dass ein in einer Ökobilanz besonders relevanter Ökofaktor im Sinne einer Sensitivitätsanalyse auf die spezifischen regionalen Knappheiten angepasst wird (z. B. spezifische Schadstoffemissionen ins Wasser in einem sehr stark oder einem sehr schwach belasteten Gebiet). Solche fallspezifischen oder wissenschaftlich basierten Ökofaktoren müssen aber mit der gebührenden Vorsicht interpretiert werden.

Möglich ist dieses Vorgehen auch bei der Interpretation einer Standort-Ökobilanz im Umweltmanagement eines Unternehmens oder bei der Beurteilung der Vor-Ort-Einwirkungen eines standortgebundenen Projekts (wie z. B. eine grosse Strassen- oder Bahnanlage).

Da die Ökofaktoren die gegenwärtigen Umweltziele widerspiegeln, nimmt die Aussagekraft mit der Zeit ab. Wie ein Vergleich der Ökofaktoren 1990 mit derjenigen von 1997, 2006 und 2013 zeigt, haben sich die Belastungssituation, d. h. die aktuellen Flüsse, und die politischen Zielvorgaben, d. h. die kritischen Flüsse, zum Teil deutlich verändert.

Bis ein Umweltproblem in politische Ziele umgesetzt ist, vergeht Zeit. Die Zielwerte enthalten deshalb kaum aktuellste wissenschaftliche Erkenntnisse. Auch die aktuellen Flüsse geben oft extrapolierte Vergangenheitswerte wieder. Deshalb sind die Ökofaktoren auch in Zukunft in regelmässigen Abständen zu überarbeiten. Eine «online»-Aktualisierung z. B. auf dem Internet drängt sich dagegen nicht auf, da ein «Ökofaktoren-Tageskurs» wohl mehr die Unsicherheit als die Genauigkeit ansteigen liesse.

6 > Datenqualität

Die Angaben zur Datenqualität beziehen sich auf die Grundlagendaten. Für die aktuellen Flüsse wird die Genauigkeit der verfügbaren Daten beschrieben. Für die kritischen Flüsse richtet sich die Einteilung in verschiedene Qualitätsstufen nach der Verbindlichkeit der rechtlichen bzw. politischen Abstützung.

Die Qualität respektive Verbindlichkeit der Daten wird im erläuternden Teil des Berichtes gemäss nachfolgender Tabelle dargestellt:

Tab. 2 > Indikatoren zu Qualität und Verbindlichkeit der Daten

Qualitäts-Indikator	Unsicherheit beim aktuellen Fluss	Verbindlichkeits-Indikator	Herleitung des kritischen Flusses
A	<20 %	a	Berechnung oder Ableitung aus Emissions-/Immissionszielen und/oder politischen Absichtserklärungen
B	20 bis 40 %	b	Expertenempfehlung/Expertenschätzung
C	>40 %	c	Modellannahme Begleitgruppe

7 > Charakterisierungen

Charakterisierungsfaktoren beschreiben die relative Umweltwirkung von Stoffen gegenüber einer Referenzsubstanz. Die charakterisierte Grösse wird üblicherweise in Referenzsubstanz-Äquivalenten ausgedrückt. Im Falle der Treibhausgase heisst die Referenzsubstanz Kohlendioxid und die Einheit der charakterisierten Grösse ist kg CO₂-Äquivalente (kg CO₂-eq.).

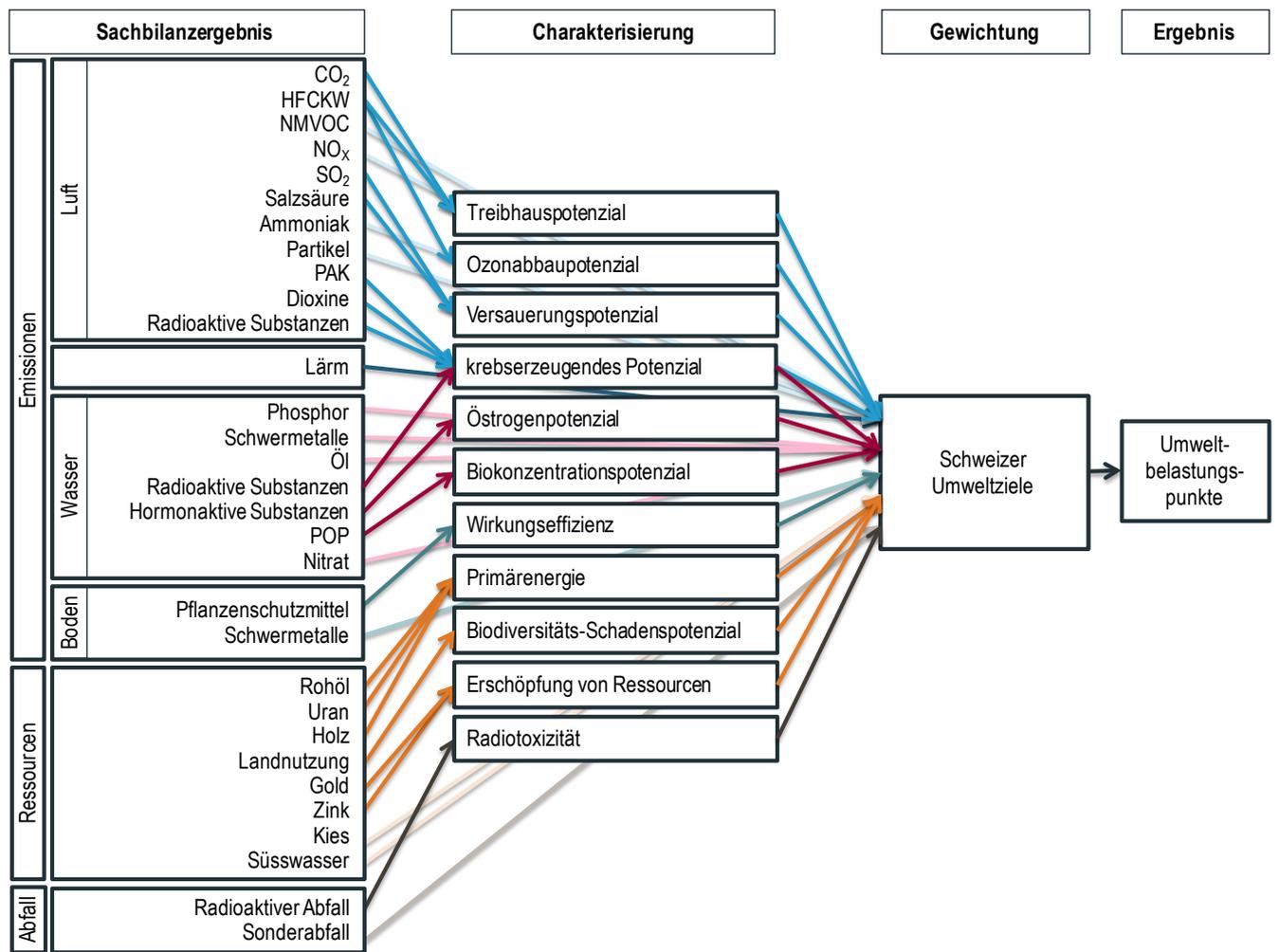
Die Charakterisierungsfaktoren basieren auf wissenschaftlichen Kenntnissen zur relativen Wirksamkeit von Schadstoffen hinsichtlich einer bestimmten Umweltwirkung. Bei den Treibhausgasen bedeutet zum Beispiel der Charakterisierungswert für Lachgas (N₂O) von 298 kg CO₂-eq./kg N₂O, dass 1 kg N₂O die gleiche Treibhauswirksamkeit entfaltet wie 298 kg CO₂.

Bei der Methode der ökologischen Knappheit ist die Anwendung der Charakterisierung dann zulässig, wenn die entsprechende Umweltwirkung bei der Festlegung des Ziels eine massgebliche Rolle gespielt hat. So ist im aktuellen CO₂-Gesetz gesetzlich verankert, dass alle Treibhausgase berücksichtigt werden müssen. Deshalb ist die Verwendung der Treibhauspotentiale möglich und angezeigt.

Die Charakterisierung ist jedoch nicht in jedem theoretisch möglichen Fall angezeigt. Sie ist dann nicht zu verwenden, wenn die Umweltwirkung der Charakterisierung nicht mit der Absicht des Gesetzgebers in Bezug auf die Festlegung des Reduktionszieles (beziehungswise des Grenz- oder Zielwertes) übereinstimmt. So hat der Gesetzgeber eine einheitliche VOC-Abgabe erlassen. Eine Charakterisierung einzelner NMVOC gemäss deren photochemischen Oxidationspotenzial (POCP) ist deshalb nicht angezeigt.

Die Ökofaktor-Formel enthält einen expliziten Charakterisierungsterm (K). Tab. 3 und Abb. 4 listen die im vorliegenden Bericht verwendeten Charakterisierungen auf und stellt sie zudem denjenigen von MoeK 2006 gegenüber. Neu dazu gekommen sind eine Charakterisierung der in die Luft emittierten kanzerogenen Schadstoffe, der in Luft und Oberflächengewässer emittierten radioaktiven Substanzen, der in Oberflächengewässer emittierten POP Substanzen, der abiotischen Primärressourcen (Mineralien und Metalle) und der radioaktiven Abfälle. Emissionen in die Luft von Dioxin und Furan sowie Benzol werden neu zusammen mit den polyzyklischen Kohlenwasserstoffen aufgrund ihres kanzerogenen Potenzials charakterisiert. Für Pflanzenschutzmittel in den Boden wurde die Referenzsubstanz neu gewählt (Glyphosat anstelle des Durchschnitts von in der Schweiz eingesetzten Pflanzenschutzmitteln).

Abb. 4 > Grundschemata der Methode mit den Schritten Sachbilanzergebnis, Charakterisierung und Gewichtung



Tab. 3 > Charakterisierungsmethoden, die in MoeK 2013 und MoeK 2006 verwendet werden

	Abk.	Bezugs-Einheit	Implementierung in der Methode der ökologischen Knappheit		
			2006	2013	Quelle 2013
Treibhauspotenzial (Global Warming Potential)	GWP	kg CO ₂ -eq.	Ja	Kap. 9.2	IPCC 2007
Ozonabbaupotenzial (Ozone Depletion Potential)	ODP	kg R11-eq.	Ja	Kap. 9.3	UNEP 2007
Versauerungspotenzial (Acidification Potential)	AP	kg SO ₂ -eq.	teilweise	Kap. 9.7	Guinée et al. 2001a
Krebs erzeugendes Potential von PAK-, Dioxin- und Furan-sowie Benzolemissionen in Luft	CTU	CTUh	Nein	Kap. 9.11	Henderson et al. 2011
Krebs erzeugendes Potential radioaktiver Emissionen in Luft		kBq C-14-eq.	Nein	Kap. 9.16	Frischknecht et al. 2000
Krebs erzeugendes Potential radioaktiver Emissionen in Oberflächengewässer		kBq U-235-eq.	Nein	Kap. 10.6	Frischknecht et al. 2000
Krebs erzeugendes Potential radioaktiver Emissionen in Meere		kBq C-14-eq.	Ja	Kap. 10.7	Frischknecht et al. 2000
Östrogenes Potential hormonaktive Substanzen		kg E2-eq.	Ja	Kap. 10.13	Rutishauser et al. 2004
Biokonzentrationsfaktor von persistenten organischen Schadstoffen	POP	2,4,6-Tribromphenol-eq	Nein	Kap. 10.14	Ruiz et al. 2012
Wirkungspotential von Pflanzenschutzmittel	PSM	kg Glyphosat-eq.	Ja	Kap. 12.3	basierend auf dem dänischen Indikator in OECD 2001
2000W-Gesellschaft Primärenergie-Ressourcen		MJ Öl-eq.	Ja	Kap. 13.2	Schweizerischer Bundesrat 2012
Biodiversitäts-Schadenspotenzial durch Landnutzung (Biodiversity Damage Potential)	BDP	m ² Siedlungsflächen-eq.	Ja	Kap. 13.3	de Baan et al. 2012
Erschöpfung abiotischer Primärressourcen (Abiotic Depletion Potential)	ADP	kg Sb-eq.	Nein	Kap. 13.4	Schweizerischer Bundesrat 2011b, aktualisiert basierend auf Guinée et al. 2001a
Radiotoxizität radioaktiver Abfälle	RTI	cm ³ HAA-eq.	Nein	Kap. 14.4	NAGRA 2008

Die Quellenangaben beziehen sich auf MoeK 2013

8 > Gruppierung nach Umweltthemen

Bislang wurden die Ökofaktoren gruppiert nach Kompartimenten (Luft, Oberflächengewässer, Grundwasser, Boden, Energieressourcen, natürliche Ressourcen und Abfälle). Im Sinne einer Annäherung an das Konzept von sogenannten Midpoint-Indikatoren werden die Ökofaktoren neu für die Verwendung in Ökobilanz-Werkzeugen weitgehend nach Umweltwirkungen beziehungsweise Umweltthemen gruppiert.

Die Umweltthemen und die Zuordnung von Ressourcen und Schadstoffen sind in Tab. 4 aufgelistet. Aus praktischen Gründen ist die Liste eine Kombination aus wirkungsorientierten Gruppen (Klimawandel, Ozonschichtabbau) und eher themenorientierten Gruppen (Hauptluftschadstoffe und Partikel, Schwermetalle). Oftmals regulieren die Gesetze den Ausstoss einzelner Schadstoffe und nicht direkt deren Wirkung auf Umwelt oder den Menschen. Im Konzept betreffend lufthygienische Massnahmen des Bundes (Schweizerischer Bundesrat 2009) werden beispielsweise die Luftreinhalteziele in Form von tolerierbaren Jahresfrachten der Luftschadstoffe NO_x , SO_2 , NMVOC, NH_3 und Partikel beschrieben.

Auf eine konsequent und durchgängig eingesetzte Charakterisierung wird weiterhin verzichtet. Dies hat in erster Linie fachliche Gründe. Die Ziele der Umweltpolitik beziehen sich in den meisten Fällen auf Einzelsubstanzen. Mit diesen Zielen wird aber oftmals eine Reduktion aller oder mehrerer möglicher negativer Umweltauswirkungen der betreffenden Einzelsubstanz angestrebt. Klassifizierung und Charakterisierung erübrigen sich dadurch. Sie würden sogar zu einer mehrfachen Bewertung führen.

Tab. 4 > Zuordnung von Schadstoffen und Ressourcen zu Umweltwirkungen und -themen

Deutsch	Englisch	Schadstoffe, Ressourcen
Wasser-Ressourcen	Water resources	Verbrauchende Nutzung von Oberflächenwasser, Grundwasser, und Aquiferen
Energie-Ressourcen	Energy resources	<i>Nicht erneuerbar:</i> Erdgas, Rohöl, Rohbraunkohle, Rohsteinkohle. Uran <i>Erneuerbar:</i> geerntete Mengen Holz, Solarstrahlung, kinetische Energie (Windenergie), potenzielle Energie (Wasserkraft), geothermische Energie
mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)	Mineral primary resources	dissipative (verbrauchende) Nutzung von Aluminium (in Bauxit), Cadmium, Chrom, Eisenerz, Indium, Kupfer, Dolomit, Kalkstein, Kies, Phosphor, etc.
Landnutzung	Land use	Landnutzungen verschiedenster Nutzungstypen
Klimawandel	Climate change	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, FKW, PFK, SF ₆ , etc.
Ozonschichtabbau	Ozone layer depletion	FCKW, H-FCKW, Halone, Ether und Etherverbindungen
Hauptschadstoffe und Partikel	Main pollutants and PM	SO ₂ , NO _x , NMVOC, NH ₃ , PM10, PM2.5
Krebserregende Stoffe in Luft	Carcinogenic substances into air	Benzol, Dieselruss, Dioxine, PAK
Schwermetalle in Luft	Heavy metals into air	Blei, Cadmium, Quecksilber, Zink
Wasserschadstoffe	Water pollutants	Stickstoff, Nitrat, Phosphor, CSB, AOX, Chloroform, PAK, hormonaktive Stoffe
Schwermetalle ins Wasser	Heavy metals into water	Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink
POP ins Wasser	POP into water	persistente organische Schadstoffe
Pestizide in den Boden	Pesticides into soil	Pflanzenschutzmittel
Schwermetalle in den Boden	Heavy metals into soil	Blei, Cadmium, Kupfer, Zink
Radioaktive Substanzen in die Luft	Radioactive substances into air	Kohlenstoff-14, Cäsium 137, Iod-129, etc.
Radioaktive Substanzen ins Wasser	Radioactive substances into water	Kohlenstoff-14, Cäsium 137, Iod-129, etc.
Lärm	Noise	Lärmemissionen von Lkw, Pkw, Bahn und Flugzeugen
Nicht radioaktive Abfälle in Deponie	Non radioactive waste to deposit	In Untertagedeponien gelagerte Sonderabfälle, Deponierung C-haltiger Abfälle
Radioaktive Abfälle in Endlager	Radioactive waste to deposit	In Endlager deponierte radioaktive Abfälle

Teil 3**> Herleitung der Ökofaktoren für die Schweiz**

Teil 3 erläutert die Anwendung der Methode auf die Verhältnisse in der Schweiz. Er beschreibt im Detail die Herleitung der Ökofaktoren. Fachleute finden hier die wissenschaftlich und umweltpolitisch hergeleiteten Grössen der bewerteten Emissionen und Ressourcen.

9 > Emissionen in die Luft

9.1 Einleitung

9.1.1 Auswahl der Stoffe

Im Bericht «Vom Menschen verursachte Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz von 1900 bis 2010» (BUWAL 1995) werden die Emissionen von 17 verschiedenen Schadstoffen quantifiziert und den vier Quellengruppen Verkehr, Industrie und Gewerbe, Land- und Forstwirtschaft sowie Haushalte zugeordnet. Die Auswahl der Luftschadstoffe erfolgte aufgrund ihrer gesamtschweizerischen ökologischen Relevanz. Ergänzend werden mittels Charakterisierung Ökofaktoren für Treibhausgase, und für Ozonschicht abbauende, versauernde, kanzerogene und radioaktive Substanzen berechnet.

Aufgrund verschiedener Massnahmen konnten die Emissionen in den vergangenen Jahren in die Luft teilweise deutlich gesenkt werden. Die verbleibenden Emissionen und deren Auswirkungen in der Schweiz sind deshalb zum Teil von untergeordneter Bedeutung. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Ökofaktoren nicht nur für Emissionen schweizerischer Prozesse, sondern auch für diejenigen der im Ausland ablaufenden Prozesse angewendet werden. Für Substanzen, welche in der Schweiz allenfalls unproblematisch, im Ausland aber möglicherweise weiterhin ökologisch relevant sind, wird deshalb ein Ökofaktor beibehalten.

Die mit einem Ökofaktor bewerteten Luftschadstoffe sind in Tab. 5 zusammengestellt. Es ist zudem in groben Kategorien angegeben, welche Wirkungen die Schadstoffe haben und welche davon für die Festlegung des Ökofaktors massgebend ist.

Tab. 5 > Wirkungsmechanismen der bewerteten Luftschadstoffe

	Umwelt							Mensch					Charakterisierung	Bemerkungen	
	Treibhauseffekt (GWP)	Ozonabbaupotential (ODP)	Ozonbildungspotential (POCP)	Eutrophierung	Versauerung	Pflanzenschädigungen	Beeinträchtigung Bodenfruchtbarkeit	Schäden an Bauwerken	Atemwegserkrankungen	Kanzerogenität	Erbgutschädigung	Embryoschädigung			andere/weitere Schädigungen
CO ₂ und weitere Treibhausgase	#	x	x											GWP	
Ozonschicht abbauende Substanzen	x	#	x											ODP	
NMVOCs			#			x		x	x		x	x		-	
Stickoxide (NO _x)			*	*	*	x		x						-	Zielvorgabe soll Mensch, Tier und Pflanzen schützen
Ammoniak (NH ₃)				*	*		x							-	Zielvorgabe soll die Ökosysteme schützen. Alternative Bewertung über AP
SO ₂ und weitere versauernde Substanzen					#	x	x	x						AP	
Partikel (ohne Dieselruss)								#	x			x		-	Herleitung aus LRV
Dieselruss	x							x	#					-	Anwendung Vorsorgeprinzip
krebserzeugende Schadstoffe (Benzol, PAK, Dioxine/Furane)			x						#	(x)	x	x		CTUh	Anwendung Vorsorgeprinzip
Blei (Pb)						x	#					x		-	Luftemissionen werden mit dem Gewichtungsfaktor für den Boden bewertet, da dort die grösste Knappheit besteht
Cadmium (Cd)							#	x	x		(x)	x		-	dito
Zink (Zn)						x	#					x		-	dito
Quecksilber (Hg)						x	x		#			x		-	
Radioaktive Isotope									#	x				C14	

x = Wirkung, bzw. Zusammenhang nachgewiesen; (x) = Wirkung, bzw. Zusammenhang vermutet; # = Für die Bestimmung des Ökofaktors massgebende Wirkung; * = Mehrere Wirkungen massgebend

9.2 CO₂ und weitere Treibhausgase

9.2.1 Ökologische Wirkung

Die globale Erwärmung um 0.6 bis 0.9 °C in den vergangenen 100 Jahren und der gleichzeitige Anstieg des Meeresspiegels um 10 bis 20 cm sind mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die menschlich verursachte Verstärkung des Treibhauseffektes mitverursacht (IPCC 2007). Die Erwärmung in der Schweiz fällt doppelt so stark aus wie im globalen Mittel und wird sich fortsetzen (Schweizerischer Bundesrat 2012). Modellrechnungen zeigen, dass zwischen 1990 und 2100, je nach Entwicklung der Treibhausgasemissionen, eine Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur um 1.1 bis 6.4 °C und ein Anstieg des Meeresspiegels um 18 bis 59 cm zu erwarten sind. Es soll zudem regional unterschiedlich mehr Niederschlag und Extremereignisse geben. Es ist gut

belegt, dass sich die globale Temperatur in den letzten 10 000 Jahren zu keiner Zeit in vergleichbarer Geschwindigkeit verändert hat (IPCC 2007).

Die Strategie Nachhaltige Entwicklung (Schweizerischer Bundesrat 2012) nennt die Reduktion der CO₂-Emissionen als ein prioritäres umweltpolitisches Ziel. Es sind mehrere Massnahmen in Kraft oder in Vorbereitung (Gebäudeprogramm, Emissionsvorschriften für Personenwagen, CO₂-Abgabe, Emissionshandelssystem, Kompensationspflicht bei Treibstoffen, etc.), die auf eine Reduktion der CO₂-Emissionen hinwirken. Auch die Flugtreibstoffe sollen – über ein internationales Abkommen – künftig miteinbezogen werden.

Die Treibhausgase CO₂, CH₄ (Methan) und N₂O (Lachgas) sind für die Klimaerwärmung am bedeutendsten. Zusätzlich sind verschiedene chlorierte und fluorierte Kohlenwasserstoffe (FCKW, HFCKW, HFKW, PFKW) sowie SF₆ direkt treibhauswirksam. Obwohl die Treibhauswirkung der letztgenannten Substanzen pro Kilogramm einige tausendmal höher liegen kann als diejenige von CO₂, haben sie an der Gesamtbilanz der Schweiz nur einen geringen Anteil von 2 bis 3 % (siehe Tab. 7).

9.2.2 **Charakterisierung**

Treibhausgase umfassen diejenigen Substanzen, die zur globalen Klimaänderung beitragen. Um ihre Wirkung als Treibhausgase zu entfalten, müssen sie in die Atmosphäre gelangen.

Als Informationsgrundlage für die Treibhauspotentiale (GWP, global warming potential) verschiedener Gase dient die aktuelle Publikation des IPCC (2007). Die Referenzsubstanz ist Kohlendioxid (CO₂). Bei Bedarf werden die Potentiale neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen angepasst und neue Substanzen werden beschrieben. Die Werte variieren mit der Zeitperiode, über die man die Effekte summiert. Üblicherweise kommen die GWP₁₀₀ (Integrationszeit 100 Jahre) zur Anwendung (siehe Tab. 6, und die vollständige Liste in Anhang A2), so auch für die Charakterisierung in der in diesem Bericht beschriebenen Methode.

Treibhauspotentiale nach Kyoto und IPCC

Tab. 6 > Treibhauspotentiale der im Kyoto- und Montreal Protokoll geregelten Substanzen

		GWP ₁₀₀	
		in diesem Bericht verwendet (IPCC 2007) (kg CO ₂ -eq./kg)	im Kyoto Protokoll verwendet (Houghton et al. 1996) (kg CO ₂ -eq./kg)
Kohlendioxid	CO ₂	1	1
Methan	CH ₄	25	21
Lachgas	N ₂ O	298	310
Fluorchlorkohlenwasserstoffe *	FCKW/HFCKW	77–14 400	90–8 100
teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe	HFKW	12–14 800	140–11 700
Perfluorierte Kohlenwasserstoffe	PFKW	7 390–12 200	6 500–9 200
Schwefelhexafluorid	SF ₆	22 800	23 900

* Diese Substanzen sind im Montréal-Protokoll (UNEP 2007) geregelt.

Der aktuelle IPCC-Bericht (IPCC 2007) bewertet die relative Treibhauswirksamkeit etwas anders als dies im Second Assessment Report von 1996 (Houghton et al. 1996) der Fall war. Die GWP-Werte von letzterem bilden die Grundlage für die nationalen Treibhausgasinventare. Die Veränderungen bei den GWPs sind vor allem auf Fortschritte im Strahlungsmodell zurückzuführen.

Flugzeuge verursachen verschiedene Effekte, die zu einem verstärkten Treibhauseffekt führen können. IPCC und andere Organisationen quantifizieren diesen Effekt mit einem sogenannten Radiative Forcing Index (RFI) (siehe beispielsweise Penner et al. (2000)), geben bisher aber keine einheitliche Empfehlung ab. IPCC (2007, WG I, Section 2.10.4, S. 215) empfiehlt, die RFI Faktoren nicht als Emissionsmass zu verwenden, da die unterschiedlichen Aufenthaltszeiten der verschiedenen klimawirksamen Elemente nicht berücksichtigt werden. IPCC (2009, S.1) bestätigt, dass die aktuelle Berechnung der GWP-Werte gewisse Defizite aufweist, doch fehlt zurzeit die wissenschaftliche Grundlage, um diese zu beheben. Gemäss IPCC (2009, Unterkapitel 4.4, S.17) konnte bislang keine wissenschaftliche Einigkeit erreicht werden bezüglich quantitativen Aussagen zu den von der Flughöhe abhängigen Effekten. Deshalb werden die Emissionen von Flugzeugen auf Reise Flughöhe in der Methode der ökologischen Knappheit nicht stärker gewichtet als Emissionen am Boden.

Einige Treibhausgase schädigen auch die Ozonschicht und werden daher auch über ihr Ozonschicht abbauendes Potential beurteilt, wobei jeweils der höhere der resultierenden Ökofaktoren verwendet wird. Weitere ökologische Wirkungen der Treibhausgase (beispielsweise die herbizide Wirkung von Abbauprodukten von Fluorkohlenwasserstoffen) werden hier vernachlässigt.

9.2.3 Normierung

Die Schweiz hat sich mit der Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls verpflichtet, ihre Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Das revidierte CO₂-Gesetz, das am 1. Januar 2013 in Kraft trat (CO₂-Gesetz 2013), umfasst im Gegensatz zum früheren CO₂-Gesetz (CO₂-Gesetz 2012) alle Treibhausgase, die im Kyoto-Protokoll resp. in den internationalen Verhandlungen zu einem Nachfolgeprotokoll definiert wurden. Der Schweizerische Bundesrat hat in seiner «Strategie Nachhaltige Entwicklung» (Schweizerischer Bundesrat 2012) ebenfalls deutlich gemacht, dass die schweizerische Klimapolitik eine Reduktion der Emissionen aller Treibhausgase anstrebt.

Da die Charakterisierung der Treibhausgase mit den aktuellen GWPs (IPCC 2007) vorgenommen wird, wird der Normierungsfluss ebenfalls mit den aktuellen Treibhauspotenzialen berechnet. Dies führt zu einem Normierungsfluss von rund 53 Mio. t CO₂-eq/a (siehe Tab. 7).

Tab. 7 > Emissionen von Treibhausgasen in der Schweiz

gemäss BAFU (2012b), gewichtet mit der Treibhauswirksamkeit (GWP₁₀₀) gemäss IPCC (2007)

	GWP ₁₀₀ (IPCC 2007) (CO ₂ -eq.)	Emissionen 2009 (1000 t CO ₂ -eq)	Prozentualer Anteil an Treibhausgasemissionen
CO ₂	1	44 257	83 %
CH ₄	25	4 543	8.6 %
N ₂ O	298	3 028	5.7 %
HFKW	12–14 800	991	1.9 %
PFKW	7 390–12 200	42	0.1 %
SF ₆	22 800	178	0.3 %
Total		53 040	100 %

9.2.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss ist identisch mit dem Normierungsfluss und liegt bei 53 Mio. t CO₂-eq (Tab. 7).

Aktueller Fluss

In der Schweiz besteht sowohl ein mittel- wie auch eine langfristige Zielvorgabe für eine Reduktion der Treibhausgase. Im revidierten CO₂-Gesetz (Bundesgesetz über die Reduktion der CO₂-Emissionen vom 23. Dezember 2011) wird das Ziel definiert, die Treibhausgasemissionen im Inland bis zum Jahr 2020 um 20 % gegenüber 1990 zu reduzieren. Damit soll ein Beitrag geleistet werden, um den globalen Temperaturanstieg auf weniger als 2 °C zu beschränken. Der Bundesrat hat in seiner Strategie Nachhaltige Entwicklung 2012–2015 (Schweizerischer Bundesrat 2012) festgehalten, dass für die Erreichung des 2 °C Ziels von den Industriestaaten bis 2050 eine Reduktion der Treibhausgase um 80 % bis 95 % im Vergleich zum Emissionsniveau im Jahre 1990 gefordert ist (Schweizerischer Bundesrat 2012). Daraus leitet der Bundesrat für die Schweiz weitergehende Reduktionsziele für das Jahr 2050 zwischen 50 % und 85 % ab. In diesem Bericht wird nach Absprache mit dem BAFU ein Reduktionsziel von 80 % angesetzt. Dieses liegt im oberen Bereich der Bandbreite des Schweizer Reduktionsziels und innerhalb der Bandbreite der Reduktion, die für das Erreichen des 2 °C Ziels erforderlich ist.

Kritischer Fluss

Eine Reduktion der Treibhausgase um 80 % gegenüber 1990 resultiert in einem kritischen Fluss von rund 10.8 Mio. t CO₂-eq. Es sind darin alle Quellen, nicht aber der Sektor Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (z.B. die Senkenwirkung der Wälder) enthalten.

9.2.5 Ökofaktor für Treibhausgase

Der Ökofaktor für Treibhausgase wird basierend auf dem breit akzeptierten «2 Grad Ziel» ermittelt, was einer Reduktion der Treibhausgas-Emissionen der Schweiz von 1990 um 80 % entspricht.

Tab. 8 > Ökofaktor für CO₂ und weitere Treibhausgase in UBP/g CO₂-Äquivalenten

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (1000 t CO ₂ -eq./a)	53 040	A	Emissionen 2009 gemäss BAFU (2012b), jedoch mit GWP gemäss IPCC (2007)	53 034
Aktueller Fluss (1000 t CO ₂ -eq./a)	53 040	A	Emissionen 2009 gemäss BAFU (2012b), jedoch mit GWP gemäss IPCC (2007)	-
Kritischer Fluss (1000 t CO ₂ -eq./a)	10 766		80 % Reduktion gegenüber 1990	-
Gewichtung (-)	24.3			16.5
Ökofaktor (UBP/g CO ₂ -eq.)	0.46			0.31

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor ist gegenüber 2006 um rund 50 % gestiegen.

9.2.6 Ökofaktoren weiterer Treibhausgase

Die weiteren Treibhausgase tragen zusammen zu rund 17 % des Treibhauseffektes der Schweizer Emissionen bei (Tab. 7). Deren Ökofaktoren werden über die Charakterisierung mittels Treibhauspotential (GWP₁₀₀ gemäss IPCC 2007) bestimmt (vgl. Tab. 9 und die ausführliche Liste in Anhang A2).

Für Substanzen, die sowohl zum Treibhauseffekt beitragen als auch Ozonschicht abbaubend wirken, werden beide Ökofaktoren berechnet und der jeweils höhere wird verwendet.

Ökofaktor weiterer
Treibhausgase

Tab. 9 > Ökofaktoren für ausgewählte Treibhausgase, berechnet aus dem Ökofaktor für CO₂

	Formel	GWP	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Basis 2013	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Basis 2006
Kohlendioxid	CO ₂	1	0.46	GWP	0.31	GWP
Methan	CH ₄	25	12	GWP	7.1	GWP
Lachgas	N ₂ O	298	140	GWP	92	GWP
HFCKW-22	CHClF ₂	1 810	830	ODP*	610	GWP
HFCKW-142b	CH ₃ CF ₂ Cl	2 310	1 100	GWP*	740	GWP
HFKW-125	CHF ₂ CF ₃	3 500	1 600	GWP	1 100	GWP
HFKW-134a	CH ₂ FCF ₃	1 430	660	GWP	400	GWP
Schwefelhexafluorid	SF ₆	22 800	10 000	GWP	6 900	GWP

Die ausführliche Liste befindet sich im Anhang A2.

* Herleitung des Ökofaktors über GWP und ODP möglich; es wird der Höhere verwendet und ausgewiesen.

9.2.7 Ökofaktoren aus Treibhauswirkung für Kohlenmonoxid (CO) und Dieselruss (Black Carbon)

Im Jahr 2010 betragen die Kohlenmonoxid-Emissionen 249 949 t (BAFU 2012a). Für Kohlenstoff (C) lässt sich ein Ökofaktor anhand der indirekten Treibhauswirksamkeit von Kohlenmonoxid herleiten. IPCC (2001) erwähnt eine Spanne von 1 bis 3 kg CO₂-eq/kg CO für das GWP₁₀₀ von CO. Stöchiometrisch entstehen 1.57 kg CO₂ pro kg CO. Für das GWP₁₀₀ von CO wird dieser Wert angenommen. Daraus ergibt sich ein Ökofaktor von 0.66 UBP/g CO.

Auch Dieseleruss (von IPCC «Black Carbon» genannt) hat, wie alle Aerosole, eine Treibhauswirkung. Der GWP für Black Carbon betrage 800 bis 2000 (IPCC 2001, Kap. 5). Der entstehende Ökofaktor ist jedoch deutlich niedriger als der aus den gesundheitlichen Effekten abgeleitete (siehe Teil 3, Kap. 9.8.4).

9.3 Ozonschicht abbauende Substanzen

9.3.1 Ökologische Wirkung

Der Abbau der Ozonschicht in der Stratosphäre ist durch flüchtige stabile Verbindungen verursacht, die Chlor- und/oder Bromatome enthalten.

Die Ozonschicht schützt die Biosphäre vor einem Teil der ultravioletten Strahlung der Sonne. Ein Abbau der Ozonschicht erhöht deshalb beim Menschen und bei Tieren unter anderem die Wahrscheinlichkeit, an Hautkrebs und Augenleiden (Grüner Star) zu erkranken, und bei allen Lebewesen die Mutationsrate. Zudem wird bei Kunststoff-Polymeren die Alterung beschleunigt.

FCKW (Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe), Halone und Tetrachlorkohlenstoff (Methan, tetrachlor-, CCl_4) sind die wichtigsten Ozonschicht abbauenden Substanzen. Die HFCKW (teilhalogenierte Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe) haben die gleiche Wirkung, aber in stark abgeschwächter Form, da sie weniger stabil sind. Aus Tab. 11 ist ersichtlich, dass deren Ozonschicht abbauendes Potential deutlich geringer ist als dasjenige der FCKW, währenddem die Emissionsmengen in der gleichen Grössenordnung liegen.

Gleichzeitig sind die FCKW und HFCKW mitverantwortlich für die anthropogene Verstärkung der Klimaänderung (siehe Teil 3, Kap. 9.2).

9.3.2 Charakterisierung

Die Stärke der Ozonschicht abbauenden Wirkung wird durch die dimensionslose Grösse Ozone Depletion Potential (ODP; Ozonabbaupotential) angegeben, wobei das ODP für FCKW-11 (R-11) auf 1.0 gesetzt wird. Die ODP-Werte sind im Montrealer Protokoll international verbindlich festgelegt. Eine Auswahl ist in Tab. 10 zusammengestellt, die gesamte Liste aller Ozonschicht abbauenden Substanzen ist in Anhang A2 zu finden. Diese Liste wird bei Bedarf um neue Substanzen erweitert. Für die Charakterisierung wurde der Stand des Jahres 2007 verwendet (UNEP 2007).

Halogenierte Kohlenwasserstoffe ohne Chlor- oder Bromatome, aber mit Fluor (HFCKWs), haben keine Ozonschicht abbauende Wirkung. Die meisten Ozonschicht abbauenden Substanzen haben zudem ein Treibhauspotential. Die Grundsätze zur Methode schreiben vor, jeweils den höheren der resultierenden Ökofaktoren zu verwenden (siehe Teil 2, Kap. 4.11).

Tab. 10 > Ozonabbaupotentiale (ODP) einiger wichtiger Substanzen

		ODP (kg R11-eq./kg)
FCKW	R11	1
	R12	1
	R115	0.6
HFCKW	R22	0.055
	R124	0.022
	R141b	0.11
Halone	Halon 1211	3
	Halon 1301	10
	Methan, brom-	0.6
Lösungsmittel	1,1,1-Trichlorethan	0.1
	Methan, tetrachlor-	1.1

vgl. auch Anhang A2

9.3.3 Normierung

Die Ozonschicht abbauenden Stoffe werden charakterisiert. Da das Umweltziel auf den charakterisierten Werten beruht, ist der Normierungsfluss identisch zum charakterisierten aktuellen Fluss.

9.3.4 Gewichtung

Das Montrealer Protokoll über Ozonschicht abbauende Stoffe verbietet die Herstellung und den Verbrauch dieser Substanzen. Dieses Verbot ist in den Industrieländern seit 1996 und in den Entwicklungsländern seit 2010 in Kraft ausser für HFCKW und Brommethan (Methan, brom-). Für gewisse begrenzte Anwendungen von FCKW, Tetrachlorkohlenstoff (Methan, tetrachlor-, CCl₄) und Halonen gelten noch Ausnahmen.

Aktueller Fluss

Die Emissionen von Ozonschicht abbauenden Substanzen liegen wegen der Lagerbildung in der Vergangenheit deutlich höher als die heutigen Importmengen. Die Emissionen können in vier Quellengruppen eingeteilt werden:

1. Diffuse Emissionen aus bereits bestehenden FCKW- und HFCKW-haltigen Schaumstoffisolationen im Hochbau und in der Kältetechnik.
2. Verluste von FCKW, HFCKW als Kältemittel in Kühl- und Klimaanlage und in Wärmepumpen.
3. Verluste bei der Entsorgung von Dämmmaterialien, Anlagen und Geräten, welche FCKW oder HFCKW enthalten (z. B. Kälteanlagen, Kühlschränke).
4. Halon-Emissionen als Folge des Einsatzes von entsprechenden Brandbekämpfungsgeschäften und Anlagen.

Die Emissionen von Ozonschicht abbauenden Substanzen wurden von Experten des BAFU² auf Basis von Lagerbestand und jährlichen Abbauraten, Ausnahmebewilligungen, Expertenaussagen, verfügbaren Katastern und Einfuhrstatistiken ermittelt (siehe Tab. 11). Daraus resultiert ein aktueller Fluss von 191 t R11-eq.

² schriftliche Mitteilung, Norbert Egli, BAFU, 2.9.2013

Die Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV 2013) verbietet Produktion, Import und Verwendung von Ozonschicht abbauenden Substanzen. Ausnahmen bezüglich Import und Verwendung existieren zurzeit noch für rezyklierte HFCKW für den Unterhalt von bestehenden HFCKW-Kälteanlagen (Übergangsfrist bis 2015), für Halone in bestimmten Militär-, Atomkraft- und Luftfahrtbereichen sowie für spezielle technische Anwendungen.

Kritischer Fluss

Die Regulierungen in der ChemRRV haben zu einer starken Reduktion der Emissionen Ozonschicht abbauender Substanzen geführt. Die vor allem als Gebäudeisolationen gebildeten Lager (hauptsächlich FCKW-11) werden allerdings in den nächsten Jahrzehnten noch beträchtliche Mengen freisetzen. Die Emissionen werden deshalb nur langsam zurückgehen.

Die ChemRRV reguliert die Anwendung der Ozonschicht abbauenden Substanzen, nicht aber deren Emission. Aus dem weitgehenden Verbot des Verbrauchs Ozonschicht abbauender Substanzen lässt sich somit direkt kein kritischer Fluss ableiten.

Für die Bestimmung des kritischen Flusses werden die tolerierten Emissionen betrachtet. Da diese allmählich abnehmen, ist die Wahl des Bezugsjahres entscheidend. Bis 2020 ist das Lager (industrielle Anwendung) der in der Schweiz bedeutendsten Substanz (FCKW-11) praktisch vollständig abgebaut. Es wird deshalb im Folgenden eine Abschätzung für die im Jahr 2020 zu erwartende Emission Ozonschicht abbauender Substanzen² gemacht (siehe Tab. 11). Die im Jahr 2020 zu erwartenden Emissionen, d. h. der kritische Fluss, belaufen sich demzufolge auf 150 t R11-eq.

Tab. 11 > Schweizerische Emissionen der für die Schweiz relevanten Ozonschicht abbauenden Substanzen in t/a und als R11-eq./a in den Jahren 2011 und 2020

	ODP (kg R11-eq./kg)	Verwendung	Emissionen 2011		Emissionen 2020		Bemerkung/Quelle	
			(t/a)	(t R11-eq/a)	(t/a)	(t R11-eq/a)		
FCKW								
R-11	CCl ₃ F	1	Schäumung	120	120	120	120	Projekt HALCLIM, ausgehend vom Lager 1995 (6000 t), welches bis 2020 (industrielle Anwendung) abgebaut wird. 50 % der Schaumstoffe werden emissionsfrei entsorgt
R-12	CCl ₂ F ₂	1	Kältemittel	35	35	17	17	Ausgehend von Lager 2010 (500 t) gemäss persönlicher Schätzung Blaise Horisberger, BAFU, und jährlicher Emissionsrate von 7.5 %
HFCKW								
R-22	CHClF ₂	0.055	Kältemittel, Schäumung	180	9.9	70	3.85	Ausgehend vom Lager 2010 (2000 t) und jährlicher Emissionsrate von 10 %
R-141b	C ₂ H ₃ Cl ₂ F	0.11	Lösemittel	0.1	0.011	0.1	0.011	Ausgehend vom jährlichem Verbrauch mit Ausnahmebewilligung
R-141b	C ₂ H ₃ Cl ₂ F	0.11	Schäumung	180	19.8	70	7.67	Projekt HALCLIM, ausgehend vom Lager 2010 (2000 t) und jährlicher Emissionsrate von 10 %

	ODP (kg R11-eq./kg)	Verwendung	Emissionen 2011 (t/a) (t R11-eq/a)	Emissionen 2020 (t/a) (t R11-eq/a)	Bemerkung/Quelle	
Halone						
Halon 1211	CBrClF ₂	3	Löschmittel	0.1 0.3	0.0 0.0	Mündliche Mitteilung Halonexperte
Halon 1301	CBrF ₃	10	Löschmittel	0.5 5	0.0 0.0	Halonkataster Schweiz
Methan, brom-	CH ₃ Br	0.6	Lösemittel	0.3 0.18	0.3 0.18	Seit 2006 auch als Begasungsmittel (Schädlingsbekämpfung) verboten. Bis auf weiteres noch max. 300 kg jährliche Emission aus chem. Synthese mit Ausnahmegewilligung.
Lösemittel						
Methan, tetrachlor-	CCl ₄	1.1	Lösemittel	1.0 1.1	1.0 1.1	Meldung Einfuhrstatistik
Total						
Luftemissionen				191	150	

Quelle: schriftliche Mitteilung, Norbert Egli, BAFU, 2.9.2013

9.3.5 Ökofaktor für Ozonschicht abbauende Substanzen

Tab. 12 > Ökofaktor für R11-Äquivalente in UBP/g R11-eq

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t R11-eq./a)	191	B		391
Aktueller Fluss (t R11-eq./a)	191	B	Abschätzung von Experten des BAFU	391
Kritischer Fluss (t R 11-eq./a)	150	b	Abschätzung von Experten des BAFU	188
Gewichtung (-)	1.63			4.33
Ökofaktor (UBP/g R11-eq.)	8 500			11 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der neue Ökofaktor liegt tiefer als derjenige für 2006. Durch die sinkenden Emissionsmengen als Folge der Verbote sind sowohl der Gewichtungsfaktor wie auch der Normierungsfluss kleiner geworden.

9.3.6 Ökofaktor für weitere Ozonschicht abbauender Substanzen

Mit den Charakterisierungswerten für das Ozonabbaupotential (ODP) und dem in Kapitel 9.3.5 hergeleiteten Ökofaktor für R11-Äquivalente kann der Ökofaktor weiterer Ozonschicht abbauender Substanzen hergeleitet werden.

Viele Ozonschicht abbauende Substanzen tragen gleichzeitig zum Treibhauseffekt bei. Für diese wurde der Ökofaktor aus dem Treibhauseffekt und der Ozonschicht abbauenden Wirkung berechnet. Anhang A2 führt alle Substanzen und die jeweils dominierende Wirkung auf.

Für Kältemittelgemische werden keine separaten Ökofaktoren berechnet. Deren Werte können aus den nach Massenanteilen gewichteten Ökofaktoren berechnet werden.

Tab. 13 > Ökofaktoren für Ozonschicht abbauende Substanzen, angegeben in UBP/g der Substanz

	Formel	ODP (kg R11-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Basis 2013	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Basis 2006
FCKW-11	CCl ₃ F	1	8 500	ODP*	11 000	ODP*
FCKW-12	CCl ₂ F ₂	1	8 500	ODP*	11 000	ODP*
FCKW-111	C ₂ Cl ₅ F	1	8 500	ODP	11 000	ODP
HFCKW-123	CHCl ₂ CF ₃	0.02	170	ODP*	220	ODP*
HFCKW-142b	CH ₃ CF ₂ Cl	0.065	1 100	GWP*	740	GWP*
HFCKW-225ca	CF ₃ CF ₂ CHCl ₂	0.025	210	ODP*	280	ODP*
Halon 1211	CBrClF ₂	3	26 000	ODP*	33 000	ODP*
Halon 1301	CBrF ₃	10	85 000	ODP*	110 000	ODP*
Methan, brom-	CH ₃ Br	0.6	5 100	ODP*	6600	ODP*

* Daten sind sowohl zu GWP als auch ODP vorhanden, es wird der höhere Wert verwendet.

9.3.7 Implementierung im ecoinvent Datenbestand v2.2

PlasticEurope zeigt in ihren Sachbilanzdaten zur Kunststoffherstellung keine Informationen zu Ozonschicht abbauenden Substanzen. Einzig die Emissionen von Organo-Cl werden dokumentiert. Um die Organochloride abzubilden wurde im ecoinvent Datenbestand v2.2 die Substanz «Kohlenwasserstoffe chloriert» eingeführt. Dieser wird der Ökofaktor von HFCKW-22 (R-22) zugeordnet (vgl. A2).

9.4 Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)

9.4.1 Ökologische Wirkung

Die flüchtigen organischen Verbindungen (VOC; volatile organic compounds) umfassen ein Spektrum von untoxischen bis zu hochtoxischen und krebserregenden Verbindungen. In der VOC Verordnung (VOCV 2013) werden VOCs als «organische Verbindungen mit einem Dampfdruck von mindestens 0.1 mbar bei 20 °C oder mit einem Siedepunkt von höchstens 240 °C bei 1013.25 mbar» definiert. NMVOC (non methane volatile organic compounds) umfassen VOC ohne das Gas Methan.

Zusammen mit den Stickoxiden sind die NMVOC wichtige Vorläufersubstanzen für Photooxidantien (troposphärisches Ozon/Sommersmog), welche die menschliche Gesundheit und Pflanzen schädigen können. Daneben führen viele VOC zu weiteren unerwünschten Wirkungen beim Menschen und bei Flora und Fauna. Diese sind in der Berechnung des Ökofaktors jedoch nicht berücksichtigt, weshalb einzelne VOC (Benzol und Dioxine) mit separaten Ökofaktoren bewertet werden.

9.4.2 Charakterisierung

Das Ozonbildungspotential (photochemical ozone creation potential, POCP) beschreibt, wie stark ein Molekül in der Ozonbildung wirkt und könnte als Ansatzpunkt für die Charakterisierung dienen. Da in der VOCV (2013) bewusst keine Unterschei-

derung zwischen verschiedenen NMVOC-Substanzen gemacht wird, ist eine Charakterisierung nicht angebracht.

9.4.3 Normierung

Der aktuelle Fluss bezieht sich bereits auf die Gesamtschweiz. Daher ist die Normierung identisch zum aktuellen Fluss.

9.4.4 Gewichtung

Die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen ohne Methan (NMVOC-Emissionen) in der Schweiz stiegen zwischen 1950 und 1985 von 70 000 auf 324 000 Tonnen jährlich. Seit 1985 sind die Emissionen rückläufig. 1995 beliefen sie sich auf 200 000 Tonnen (BAFU 2012a, Table 2-1). Die Einführung der VOC-Abgabe im Jahr 2000 und zunehmend strengere Emissionsvorschriften für Fahrzeuge haben dazu beigetragen, dass die aktuellen Emissionen weiter auf 89 000 t/a reduziert werden konnten (BAFU 2012a; BUWAL 2003b).

Aktueller Fluss

In der Luftreinhalteverordnung des Bundes sind Immissionsgrenzwerte für Ozon (O₃) festgeschrieben. Diese werden in den Sommermonaten immer noch häufig überschritten. Generell werden auf der Alpensüdseite höhere Ozonspitzen erreicht als auf der Alpennordseite (BAFU 2012c).

Kritischer Fluss

Zur Einhaltung der Immissionsgrenzwerte ist gemäss Schweizerischem Bundesrat (2009, Tabelle 2) eine Reduktion der NMVOC-Emissionen um 20 % bis 30 % gegenüber dem Jahr 2005 nötig, um den maximalen 1-Stunden-Mittelwert für O₃ in den Bereich des Grenzwertes zu senken. Dies entspricht dem bisherigen kritischen Fluss für NMVOC von 81 000 t/a.

9.4.5 Ökofaktor für NMVOC

Tab. 14 > Ökofaktor für die flüchtigen organischen Verbindungen (ohne Methan, FCKW) in UBP/g NMVOC

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t NMVOC/a)	89 025	A		116 000
Aktueller Fluss (t NMVOC/a)	89 025	A	(BAFU 2012a)	116 000
Kritischer Fluss (t NMVOC/a)	81 000	a	(Schweizerischer Bundesrat 2009)	81 000
Gewichtung (-)	1.21			2.05
Ökofaktor (UBP/g NMVOC)	14			18

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor ist im Vergleich zu 2006 zurückgegangen, da der aktuelle Fluss mit den ergriffenen Massnahmen reduziert werden konnte. Es ist anzunehmen, dass die Emissionen in Zukunft weiter sinken werden.

9.5 Stickoxide (NO_x)

9.5.1 Ökologische Wirkung

Stickoxid-Belastungen führen zu vielfältigen Belastungen und Schädigungen. Über die versauernde Wirkung werden empfindliche Ökosysteme erheblich gefährdet, zudem werden stickstoffliebende Pflanzen gefördert, was zu einer Verarmung der Pflanzenvielfalt und zum Verschwinden ökologisch wertvoller terrestrischer und aquatischer Ökosysteme (z. B. Magerwiesen, offene Unterwasserrasen) führen kann.

Eine negative Auswirkung auf die Gesundheit haben insbesondere die aus Stickoxiden gebildeten sekundären Partikel sowie NO₂. Atemwegserkrankungen und Herzrhythmusstörungen sind die direkte Folge. Längerfristig wirkt sich dies in einer verkürzten Lebenserwartung aus. NO bindet an Hämoglobin und reduziert so die Sauerstofftransportkapazität im Blut. Stickoxide sind zudem eine wesentliche Vorläufersubstanz bei der Bildung von Ozon, welches seinerseits negative gesundheitliche Auswirkungen zur Folge hat.

NO_x scheint bei der Verursachung von Bauschäden aus biologischen Prozessen (Auflösung von carbonatischen Materialien durch nitrifizierende Mikroflora) zumindest einen fördernden Einfluss zu haben (BUWAL 1996, 2005).

9.5.2 Normierung

Das vorgegebene Ziel ist die Reduktion der emittierten Menge NO_x (als NO₂) und es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Daher ist der Normierungsfluss identisch zum aktuellen Fluss.

9.5.3 Gewichtung

Stickoxide entstehen vor allem bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern. Die Hauptquelle ist der Verkehr, welcher im Jahr 2010 für 53 % der Emissionen verantwortlich war. Weitere anthropogene Stickoxid-Quellen sind Baumaschinen sowie land- und forstwirtschaftliche Maschinen (10 %), und gewisse Prozesse in Gewerbe und Industrie (27 %) (BAFU 2012a).

Aktueller Fluss

Die NO_x-Emissionen in der Schweiz (gemessen als NO₂) stiegen zwischen 1950 und 1985 von 31 300 t auf 179 000 t jährlich an. Seit 1985 sind die Emissionen rückläufig. Dank den ergriffenen Massnahmen haben sich die NO_x-Emissionen deutlich reduziert. Der aktuelle Fluss beträgt knapp 78 700 t/a (BAFU 2012a).

In der Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) des Bundes sind Immissionsgrenzwerte für Stickstoffdioxid (NO₂) und für Ozon (O₃) festgeschrieben. Diese wurden so festgelegt, dass bei ihrer Einhaltung Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften oder ihre Lebensräume nicht gefährdet sind. Gegenwärtig werden die Grenzwerte für Stickstoffdioxid in den Stadtzentren überall und zum Teil deutlich überschritten, während sie im ländlichen Raum in der Regel eingehalten werden. Die Immissionsgrenzwerte

Kritischer Fluss

für Ozon werden hingegen vor allem in ländlichen Gebieten und in Agglomerationen häufig überschritten (Schweizerischer Bundesrat 2009, Tabelle 1).

Zur Einhaltung der Immissionsgrenzwerte sind deshalb deutliche Emissionsreduktionen unumgänglich. Der Schweizerische Bundesrat (2009) strebt eine Reduktion der NO_x-Emissionen um rund 50 % gegenüber dem Stand vom Jahr 2005 an, um den Immissionsgrenzwert von O₃ und die Limiten für Säuredepositionen einhalten zu können. Mit dieser Reduktion wird auch der Beitrag zur Überdüngung auf ein längerfristig verträgliches Mass abgesenkt (BUWAL 1996). Die Reduktion entspricht dem bisherigen kritischen Fluss von 45 000 t/a NO_x-Emissionen.

9.5.4 Ökofaktor für NO_x

Tab. 15 > Ökofaktor für Stickoxid in UBP/g NO_x als NO₂

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t NO _x als NO ₂ /a)	78 704	A		91 000
Aktueller Fluss (t NO _x als NO ₂ /a)	78 704	A	(BAFU 2012a)	91 000
Kritischer Fluss (t NO _x als NO ₂ /a)	45 000	a	(Schweizerischer Bundesrat 2009)	45 000
Gewichtung (-)	3.06			4.09
Ökofaktor (UBP/g NO _x als NO ₂)	39			45

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Rückgang des aktuellen Flusses führt zu einem etwas tieferen Ökofaktor gegenüber der Situation 2006. Durch die geplante weitere Verschärfung der Emissionsnormen im Verkehrsbereich ist ein weiterer Rückgang zu erwarten.

9.6 Ammoniak (NH₃)

9.6.1 Quellen und ökologische Wirkung

Die Hauptquelle von Ammoniak-Emissionen ist die Landwirtschaft (92 %). Einerseits entsteht Ammoniak bei der Nutztierhaltung (Haltung der Tiere, Lagerung und Ausbringen des Hofdüngers) und andererseits entwickelt es sich beim Einsatz von stickstoffhaltigem Mineraldünger. Insgesamt fällt vor allem die Viehhaltung mit einem Anteil von 62 % ins Gewicht (BAFU 2012a).

Ammoniak trägt zur Versauerung und Überdüngung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen bei, was längerfristig direkte und indirekte Veränderungen in den Ökosystemen bewirkt. Wegen der Komplexität sind die Wirkungen erhöhter Stickstoffeinträge nur schwer vorhersehbar. Neben Auswirkungen wie erhöhtes Sprosswachstum und vermehrter Anfälligkeit gegenüber Parasiten werden stickstoffliebende Pflanzen gefördert, bzw. dadurch angestammte Pflanzen verdrängt. Eine Erholung der Ökosysteme bezüglich Überdüngung sei, wenn überhaupt, nur über sehr lange Zeiträume zu erwarten (BUWAL 1996, 2005).

Ammoniak trägt auch zur Bildung sekundärer Partikel bei, wodurch gesundheitliche Schädigungen entstehen. Zudem fördert Ammoniak in der Luft die Bildung von Schwefelsäure (H₂SO₄) aus Schwefeldioxid (SO₂) (BUWAL 1996, 2005).

9.6.2 Normierung

Das Reduktionsziel bezieht sich auf die überdüngende wie auf die versauernde Wirkung von Ammoniak. Eine Charakterisierung wird nicht durchgeführt. Deshalb ist der Normierungsfluss identisch mit dem aktuellen Fluss.

9.6.3 Gewichtung

Die Ammoniak-Emissionen stiegen seit Beginn des Jahrhunderts langsam an und erreichten 1980 ein Maximum. Seither gingen die Emissionen zurück und beliefen sich im Jahr 2010 auf 51 500 t NH₃-N/a (entsprechen 62 600 t NH₃/a, BAFU 2012a).

Aktueller Fluss

Der Schweizerische Bundesrat (2009, Tabelle 2) strebt eine Reduktion der Ammoniak-Emissionen um 40 % gegenüber dem Stand von 2005 an, um die Belastungsgrenze von Stickstoff einzuhalten. Die Kommission für Lufthygiene nennt als Reduktionsziel 25 000 t NH₃-N (d. h. 30 400 t NH₃) (BUWAL 2005, S. 129). Auch gemäss BAFU & BLW (2008) beträgt das Umweltziel für Ammoniak und somit der kritische Fluss 25 000 t NH₃-N pro Jahr.

Kritischer Fluss

9.6.4 Ökofaktor für NH₃

Tab. 16 > Ökofaktor für Ammoniak in UBP/g NH₃-N sowie in UBP/g NH₃

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t NH ₃ -N/a)	51 463	A		44 000
Aktueller Fluss (t NH ₃ -N/a)	51 463	A	(BAFU 2012a)	44 000
Kritischer Fluss (t NH ₃ -N/a)	25 000	a	(BAFU & BLW 2008)	25 000
Gewichtung (-)	4.24			3.098
Ökofaktor (UBP/g NH ₃ -N)	82			70
Ökofaktor (UBP/g NH ₃)	67			57.65

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Eine weitere Möglichkeit zur Herleitung eines Ammoniak-Ökofaktors ist die Charakterisierung über das Versauerungspotential, was zu einem Ökofaktor von 40 UBP/g NH₃ führt (siehe Teil 3, Kap. 9.7.6). Der direkt hergeleitete Ökofaktor liegt höher und kommt daher zur Anwendung.

Bedeutende Reduktionspotentiale liegen unter anderem in der Landwirtschaft mit emissionsarmen Ställen und Güllelagern sowie optimierter Güllenausbringung. Werden diese und weitere technische Möglichkeiten ausgeschöpft, ist eine Reduktion der Emissionen um 30–40 % möglich (BUWAL 2004b).

9.7 Schwefeldioxid (SO₂) und weitere versauernde Substanzen

9.7.1 Ökologische Wirkung

Schwefeldioxid (SO₂) führt zu Erkrankungen der Atemwege und über seine versauernde Wirkung zu einer Schädigung von Pflanzen, empfindlichen Ökosystemen sowie von Bauwerken. SO₂ ist zudem eine wichtige Vorläufersubstanz von sauren Niederschlägen und von Aerosolen (BUWAL 1995, Tab. 2.1).

9.7.2 Charakterisierung

Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x) und Ammoniak (NH₃) sind die bedeutendsten versauernden Luftschadstoffe. Das Versauerungspotential (AP, acidification potential) wird in Bezug auf Schwefeldioxid in SO₂-Äquivalenten angegeben. Als Charakterisierungsfaktoren wurden die «generic AP» aus Guinée et al. (2001b, Stand April 2004) übernommen.

Tab. 17 > Charakterisierungsfaktoren für das Versauerungspotential gemäss Guinée et al. (2001b, Stand April 2004, «generic AP») bezogen auf SO₂

		Versauerungspotential (SO ₂ -eq.)
Ammoniak	NH ₃	1.88
Flusssäure	HF	1.6
Phosphorsäure	H ₃ O ₄ P	0.98
Salpetersäure	HNO ₃	0.51
Salzsäure	HCl	0.88
Schwefeldioxid	SO ₂	1.0
Schwefelsäure	H ₂ SO ₄	0.65
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	1.88
Stickoxide	NO _x (als NO ₂)	0.7

9.7.3 Normierung

Das Ziel bei Schwefeldioxid basiert auf dessen versauernden Wirkung. Die weiteren versauernden Substanzen (vgl. Tab. 19 in Teil 3, Kap. 9.7.6) müssten für den Normierungsfluss ebenfalls berücksichtigt werden. Für NO_x und NH₃ bestehen separate Ziele, weshalb diese beiden Substanzen bei der Normierung nicht einbezogen werden. Mangels Datengrundlage konnten die übrigen versauernden Substanzen für die Berechnung des Normierungsflusses jedoch nicht berücksichtigt werden. Es ist aber davon auszugehen dass das Schwefeldioxid mit Abstand den grössten Beitrag liefert und der Normierungsfluss von rund 12900 t SO₂-eq./a die realen Verhältnisse nur geringfügig unterschätzt (siehe Tab. 19).

9.7.4 **Gewichtung**

Die SO₂-Emissionen in der Schweiz stiegen zwischen 1950 und 1980 von 46 200 auf 116 000 Tonnen jährlich. Seit 1980 sind die Emissionen rückläufig. 2010 beliefen sie sich auf rund 12 900 t/a (BAFU 2012a).

Aktueller Fluss

Der Schweizerische Bundesrat (2009) strebt an, durch vorsorgliche Massnahmen einen Wiederanstieg der SO₂-Emissionen gegenüber dem Stand im Jahr 2005 zu verhindern, um den Immissionsgrenzwert gemäss Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) von SO₂ und die Limiten für Säuredepositionen einhalten zu können. Dies entspricht dem bisherigen kritischen Fluss von 25 000 t/a.

Kritischer Fluss

Der Schutz der Ökosysteme vor Versauerung wird auch in den Schwefelprotokollen der UN/ECE (United Nations / Economic Commission for Europe) geregelt. Das Schweizerische Parlament hat 1997 das zweite Schwefelprotokoll ratifiziert. Dort ist im Artikel 2 die Unterschreitung der Critical Loads, d. h. der für Ökosysteme kritischen Einträge von Schwefel als langfristiges Ziel festgelegt (UN/ECE 1994, UNECE 1999).

9.7.5 **Ökofaktor für SO₂**

Tab. 18 > Ökofaktor für Schwefeldioxid in UBP/g SO₂-eq

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t SO ₂ -eq./a)	12 861	A	siehe Text	19 000
Aktueller Fluss (t SO ₂ /a)	12 861	A	(BAFU 2012a)	19 000
Kritischer Fluss (t SO ₂ /a)	25 000	a	(Schweizerischer Bundesrat 2009)	25 000
Gewichtung (-)	0.265			0.578
Ökofaktor (UBP/g SO ₂ -eq.)	21			30

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor für SO₂ ist 30 % tiefer als 2006. Dies ist auf einen tiefer angesetzten Normierungsfluss sowie einen tieferen aktuellen Fluss zurückzuführen.

9.7.6 **Ökofaktoren für weitere Säuren**

Nebst dem Schwefeldioxid sind weitere Substanzen für die Versauerung der Ökosysteme verantwortlich. Mit dem Versauerungspotential, welches die relative Versauerungswirkung eines Stoffes bezogen auf SO₂ beschreibt, kann für weitere Substanzen ein Ökofaktor abgeleitet werden (siehe Teil 3, Kap. 9.7.2).

Die Anbindung an SO₂ über die Charakterisierung führt dazu, dass die Ökofaktoren nur die versauernde Wirkung bewerten. Weitere Effekte einzelner Säuren bleiben unberücksichtigt. Stickoxide und Ammoniak werden über ihr spezifisches Reduktionsziel (vergleiche Teil 3, Kap. 9.5 & 9.6) stärker gewichtet, weshalb der dortige Ökofaktor gilt.

Tab. 19 > Ökofaktoren für Substanzen mit Versauerungspotential in UBP/g Säure, charakterisiert anhand von Schwefeldioxid

	Versauerungspotential (kg SO ₂ -eq./kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Bemerkungen	Ökofaktor 2006 (UBP/g)
Ammoniak NH ₃	1.88		Ökofaktor aus direkter Herleitung liegt höher (s. Kap. 9.6)	
Flusssäure HF	1.6	34		48
Phosphorsäure H ₃ O ₄ P	0.98	21		29
Salpetersäure HNO ₃	0.51	11		15
Salzsäure HCl	0.88	18		26
Schwefelsäure H ₂ SO ₄	0.65	14		20
Schwefelwasserstoff H ₂ S	1.88	39		56
Stickoxide NO _x	0.7		Ökofaktor aus direkter Herleitung liegt höher (s. Kap. 9.5)	

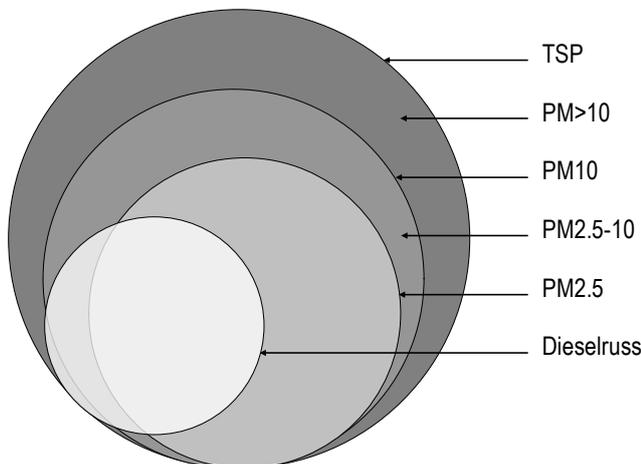
Gewichtung und Normierung siehe Tab. 18

9.8 Partikel (I): PM10, PM2.5 und PM2.5–10

9.8.1 Ökologische Wirkung

Partikel (engl. particulate matter – PM) sind ein physikalisch-chemisch komplexes Gemisch. Sie bestehen unter anderem aus Russ, geologischem Material, Schwermetallen, Abriebpartikeln, biologischem Material (z. B. Sporen) sowie aus Partikeln, die erst sekundär in der Luft gebildet werden (Sulfat, Nitrat, Ammonium, organischem Kohlenstoff, BAFU 2011c).

Die Schädlichkeit der Partikel hängt einerseits von ihrer Grösse und andererseits von ihrer Zusammensetzung ab. Der Grösse wird durch die Bestimmung von Ökofaktoren für PM2.5 und PM2.5–10 zusätzlich zum Ökofaktor für PM10 Rechnung getragen. Der Gesetzgeber hat diese Differenzierung bis jetzt noch nicht eingeführt. Bei der Herleitung des Ökofaktors für Dieseleruss spielt hingegen die Zusammensetzung, das heisst die Kanzerogenität, der Partikel die Hauptrolle. Zudem wird vermutet, dass insbesondere bei Dieseleruss die Toxizität stärker mit der Partikelanzahl als mit der absoluten Masse korreliert ist.

Abb. 5 > Schematische Darstellung der Partikelgrössen und ihrer Beziehungen zu- und untereinander

TSP: Total suspended Particles – Gesamtschwebstoffe

Epidemiologische Studien zeigen, dass die Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer (**PM10**) stark mit den beobachteten gesundheitlichen Auswirkungen der Luftverschmutzung auf den Menschen korreliert sind. PM10 sind diejenigen Partikel, welche über den Kehlkopf hinaus in die Lunge gelangen können. PM10 ist eine Mischung von primären Emissionen (Partikel aus Verbrennungsprozessen, aufgewirbeltem Strassen-Staub und -Abrieb sowie Reifen-Abrieb) und sekundär gebildeten Aerosolen (BAFU 2011c). Im Nationalen Forschungsprogramm 26, Mensch, Gesundheit, Umwelt wurde beispielsweise gezeigt, dass bei einer Zunahme der langfristigen Belastung um 10 Mikrogramm PM10 pro m³ das Risiko für verschiedene Atemwegbeschwerden um 30 bis 60 % zunimmt.

Gemäss wissenschaftlichen Erkenntnissen ist das Gefährdungspotential der verschiedenen Aerosole unterschiedlich gross. Als kanzerogen und besonders gesundheitsgefährdend gelten heute vor allem die sogenannten **Dieselerussmissionen**. Die Dieselerusspartikel bestehen aus winzigen kugelförmigen Teerteilchen. Typische Dieselerusspartikel besitzen einen Durchmesser von 0.1–0.2 µm, können aber auch grösser sein. Auf der Partikeloberfläche adsorbieren weitere krebserregende organische Substanzen, die jedoch gegenüber der Kanzerogenität der Partikel vernachlässigbar sind (Yetergil 1997, S. 38ff). Die Russpartikel haben zudem eine klimaerwärmende Wirkung (in IPCC (2001) als Black Carbon bezeichnet), welche jedoch im Vergleich zur Gesundheitsgefährdung gering ist (siehe Teil 3, Kap. 9.2.7).

Die «grobe» Fraktion der Schwebestaubpartikel (**PM2.5–10**) ist stärker mit Husten, Asthmaanfällen und anderen Erkrankungen der Atemwege assoziiert. Diese grösseren Aerosole können aus der Lunge herausgehustet werden. Die feinen Anteile (**PM2.5**) korrelieren eher mit Herzrhythmusstörungen und dem Anstieg von Herz-Kreislauf-Erkrankungen. Diese feinen Partikel verbleiben viel länger in der Lunge und reichern sich dort an, weil sie nur schwer wieder ausgehustet werden. Ultrafeine Partikel (PM0.1) – **Dieselerusspartikel** sind in dieser Grössenordnung – können von der Lunge in die Blutbahn und das Lymphsystem gelangen. Sie werden mit der Zeit durch das Immunsystem abgebaut und ausgeschieden (BAFU 2011c).

Aufgrund dieser neueren Erkenntnisse werden nachstehend detailliertere Ökofaktoren für Partikel unterschiedlicher Grösse und Beschaffenheit hergeleitet. Dabei wird in Kauf genommen, dass die bisweilen in Sachbilanzen ausgewiesenen «Gesamtstaub»-Emissionen nicht ohne weiteres in die neuen Kategorien umgerechnet werden.

Im Moment existieren zwei Reduktionsziele für Partikel: 1) für PM10 und 2) für Dieseleruss. Obwohl anzunehmen ist, dass die gesundheitlichen Auswirkungen von PM2.5 schwerwiegender sind als diejenigen von PM10, existiert bis jetzt auf politischer und gesetzgeberischer Ebene keine entsprechende Differenzierung.

9.8.2 Normierung

Eine Charakterisierung wird (mangels gesicherter Grundlagen) nicht durchgeführt. PM2.5–10 und PM2.5 sind Untergruppen mit demselben umweltpolitischen Ziel. Daher ist der Normierungsfluss für die gesamten PM10, wie auch für die Untergruppen PM2.5–10 und PM2.5 identisch mit dem aktuellen Fluss von PM10.

9.8.3 Gewichtung

Der aktuelle **PM10**-Fluss von knapp 20 500 t/a basiert auf BAFU (2012a). Die **PM10**-Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung sind schwierig zu quantifizieren. Da die Aktualisierung teilweise auf Schätzwerten beruht, verbleibt hierzu eine gewisse Unsicherheit. Für **PM2.5** beträgt der aktuelle Fluss rund 9 700 t/a (BAFU 2012a). Der aktuelle Fluss für **PM2.5–10** ergibt sich aus der Differenz der Jahresfrachten für PM2.5 und PM10 und beträgt 10 700 t.

Aktueller Fluss

Die Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) enthält seit 1. März 1998 Immissionsgrenzwerte für **PM10** (Jahresmittelwert 20 µg/m³; 24-h-Mittelwert 50 µg/m³). Diese wurden auf Empfehlung der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene aufgrund der gesundheitlichen Auswirkungen der Feinstaubbelastung aufgenommen (BUWAL 1996b). Gemäss Schweizerischem Bundesrat (2009) ist das Emissionsziel eine Reduktion der **PM10**-Emissionen um 45 % gegenüber 2005, was dem bisherigen kritischen Fluss von 12 000 t/a entspricht.

Kritischer Fluss

In der Schweiz gibt es keinen Grenzwert für **PM2.5**. Als Untergruppe von PM10 kann darauf jedoch das gleiche Ziel (minus 45 %) angewendet werden, d. h. der kritische Fluss beträgt 5 700 t/a.

Auch für die Fraktion **PM2.5–10** wird das Reduktionsziel von PM10 herangezogen (minus 45 %), d. h. der kritische Fluss beläuft sich auf rund 6 300 t/a.

9.8.4

Ökofaktoren für PM10, PM2.5 und PM2.5–10

Tab. 20 > Ökofaktor für PM10 in UBP/g PM10

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t PM10/a)	20 470	A		22 000
Aktueller Fluss (t PM10/a)	20 470	A	PM10 Emissionen inkl. Dieseleruss (BAFU 2012a)	22 000
Kritischer Fluss (t PM10/a)	12 000	a	(Schweizerischer Bundesrat 2009)	12 000
Gewichtung (-)	2.91			3.36
Ökofaktor (UBP/g PM10)	140			150

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tab. 21 > Ökofaktor für PM2.5 in UBP/g PM2.5

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t PM2.5/a)	20 470	A	gemäss PM10	22 000
Aktueller Fluss (t PM2.5/a)	9 741	A	PM2.5 Emissionen inkl. Dieseleruss (BAFU 2012a)	12 745
Kritischer Fluss (t PM2.5/a)	5 710	a		6 952
Gewichtung (-)	2.91			3.36
Ökofaktor (UBP/g PM2.5)	140			150

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tab. 22 > Ökofaktor für PM2.5–10 in UBP/g PM2.5–10

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t PM2.5–10/a)	20 470	A	gemäss PM10	22 000
Aktueller Fluss (t PM2.5–10/a)	10 729	A	Differenz zw. PM2.5 und PM10, Emissionen inkl. Dieseleruss	9 255
Kritischer Fluss (t PM2.5–10/a)	6 290	a		5 048
Gewichtung (-)	2.91			3.36
Ökofaktor (UBP/g PM2.5–10)	140			150

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Wegen dem Rückgang der PM10 Emissionen gegenüber der Situation von 2006 sind die Ökofaktoren nun etwas tiefer. Die Ökofaktoren für PM2.5 und PM2.5–10 sind identisch zu demjenigen von PM10, da jeweils das gleiche (relative) Reduktionsziel zur Anwendung kommt.

9.8.5

Anwendungsanweisung

Wird auch der Ökofaktor für Dieseleruss verwendet, muss darauf geachtet werden, dass keine doppelte Gewichtung der Partikel erfolgt (siehe Teil 3, Kap. 9.9.4), da sich die Partikelgruppen überschneiden (Abb. 5).

9.9 Partikel (II): Dieseleruss

9.9.1 Einführung

Die Quellen und Wirkungen von Dieseleruss werden in Teil 3, Kap. 9.8.1 beschrieben.

Es gibt Hinweise, dass bei Dieseleruss die toxische Wirkung stärker mit der Partikelanzahl als mit der Masse korreliert ist. Der Ökofaktor müsste sich in diesem Fall auf die Partikelanzahl beziehen. Die entsprechende Messtechnik ist jedoch noch nicht ausgereift und eine Herleitung basierend auf der Partikelanzahl ist daher (noch) nicht möglich.

9.9.2 Normierung

Der Normierungsfluss ist identisch zum aktuellen Fluss, da keine Charakterisierung verwendet wird und das Ziel direkt den Dieseleruss betrifft.

9.9.3 Gewichtung

Obwohl in der LRV ausdrücklich Dieseleruss genannt wird, werden im Folgenden auch Heizölf Feuerungen berücksichtigt, da deren Russemissionen sich kaum von Dieseleruss unterscheiden lassen. Auf den Einbezug von Gas- und Benzinmotoren beziehungsweise -feuerungen wird neu dagegen verzichtet, da der EC-Anteil (elemental carbon) bei deren PM-Emissionen mittlerweile vernachlässigbar gering ist. Insgesamt ergibt sich daraus ein aktueller Fluss von 1700 t/a³ für das Jahr 2010.

Aktueller Fluss

Für die kanzerogene Wirkung von **Dieseleruss** gibt es keinen Schwellenwert. Dieseleruss ist die wichtigste Komponente der Partikelemissionen bei motorischen Verbrennungsprozessen. Unter Anwendung des Minimierungsgebotes für die Emissionen krebserzeugender Stoffe (LRV, Anhang 1, Ziffer 82, Absatz 1) sollte daher das technisch und betrieblich Machbare sowie wirtschaftlich Tragbare zur Reduktion der Emissionen verlangt werden (Vorsorgeprinzip Teil 2, Kap. 4.3). Das vorsorgliche Minimierungsgebot gilt dabei unter folgenden Annahmen als erfüllt:

Kritischer Fluss

1. Abgasvorschriften Euro-6 und Euro-VI für die Emissionen des Strassenverkehrs
2. Ausrüstung der Baumaschinen mit Partikelfiltern gemäss den Anforderungen der LRV
3. Übrige Geräte gemäss EU-Richtlinie 97/68/EG.

Dieseleruss ist ein komplexes Gemisch. Analog zu den Vorschriften der SUVA für Dieselmotoren im Untertagbau wird Dieseleruss in Frischknecht et al. (2008) als Elemental Carbon gemessen. Im Vergleich zum Bericht Frischknecht et al. (2008) stellt sich neu das Problem, dass die in den Publikationen ausgewiesenen PM-Emissionen der Dieselmotoren in 20 Jahren dank den Partikelfiltern nur noch einen äusserst geringen EC-Anteil aufweisen und statt dessen zum grössten Teil aus Ascherückständen bestehen. Diese PM-Emissionen aus Motoren mit Partikelfiltern betragen gemäss Schätzungen des BAFU³ 2035 ca. 115 t, und dürften bei der Festlegung des kritischen

³ Datei Kritische Flüsse Luftreinhaltung Aktualisierung Ökofaktoren UBP 2012 Stand März 2013.xlsx übermittelt durch Harald Jenk, Bundesamt für Umwelt, am 28.3.2013

Flusses eigentlich nicht berücksichtigt werden (da Ascherückstände und nicht Elemental Carbon). Weitere Berechnungen zeigen, dass die nicht gefilterten Dieselerussmissionen berechnet als Elemental Carbon bis 2035 auf ca. 92 t zurückgehen.

Da die Statistiken den Elemental Carbon Anteil aber nicht separat ausweisen und da auf den Einbezug der Benzin- und Gasmotoren verzichtet wird, werden für die Flüsse der Dieselerussmissionen neu auch die PM-Emissionen der mit Partikelfilter ausgerüsteten Motoren verwendet. Daraus ergibt sich ein kritischer Fluss von 208 t pro Jahr³.

9.9.4 Ökofaktor für Dieseleruss

Tab. 23 > Ökofaktor für Dieseleruss in UBP/g Dieseleruss

Anzuwenden wenn die Sachbilanz entsprechend korrigierte PM10 und PM2.5 Daten enthält.

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Dieseleruss/a)	1661	B	Bezugsjahr 2010	3400
Aktueller Fluss (t Dieseleruss/a)	1661	B	Bezugsjahr 2010	3400
Kritischer Fluss (t Dieseleruss/a)	208	a	LRV, Vorsorgeprinzip	450
Gewichtung (-)	63.8			57.1
Ökofaktor (UBP/g Dieseleruss)	38 000			17 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6,
 Quelle: Datei Kritische Flüsse Luftreinhaltung Aktualisierung Ökofaktoren UBP 2012 Stand März 2013.xlsx³

Der Ökofaktor für Dieseleruss liegt um einen Faktor 270 höher als derjenige für PM10 oder PM2.5. Dies widerspiegelt die Tatsache, dass Dieselerusspartikel einen ausgeprägteren schädlichen Einfluss auf die Gesundheit haben als andere Partikel. Mit dem Partikelfilter werden die Russpartikel wirkungsvoll eliminiert. Bei anderen Luftschadstoffen wurde bei Fahrzeugen mit Benzinmotor mittels Katalysator bereits eine starke Reduktion erzielt. Die Beurteilung von Transport- und Verbrennungsprozessen wird deshalb heute stark von den Dieselerussmissionen beeinflusst.

Dieseleruss ist ausserdem auch klimawirksam (siehe Teil 3, Kap. 9.2.7). Der daraus berechnete Ökofaktor ist jedoch deutlich geringer im Vergleich zum Ökofaktor, wie er hier, basierend auf der gesundheitlichen Schädigung, hergeleitet wurde.

9.10 Kohlenmonoxid (CO)

Kohlenmonoxid ist ein Luftschadstoff, der bei unvollständigen Verbrennungsvorgängen entsteht. CO-Emissionen können auch natürlicherweise bei chemischen Umwandlungsprozessen von Mikroorganismen (z. B. Oxidation von Methan) gebildet werden. Mehr als 60 % der anthropogenen CO-Emissionen sind durch den motorisierten Verkehr verursacht (BAFU 2012a).

CO ist ein farb-, geruch- und geschmackloses Gas. Es ist ein Atemgift, welches bereits bei geringer Konzentration in der eingeatmeten Luft die Sauerstofftransportkapazität im Körper deutlich reduziert (BUWAL 1995).

Gesetzliche Vorgaben gibt es in der Schweiz zwar bezüglich maximal zulässiger Konzentrationen, nicht jedoch bezüglich Frachten. Deshalb erfolgt die Herleitung des Kohlenmonoxid-Ökofaktors aufgrund seines Treibhauspotentials (Teil 3, Kap. 9.2.7).

9.11 **Kanzerogene Schadstoffe: Benzol, Dioxine & Furane (PCDD/PCDF) und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)**

9.11.1 **Quellen und ökologische Wirkung**

Benzol, Dioxine & Furane sowie Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind kanzerogene Substanzen und werden in gleicher Weise charakterisiert. Diese Substanzen werden deshalb in einem Kapitel zusammengefasst.

Benzol ist in geringen Mengen im Rohöl vorhanden und entsteht bei der Raffinierung von Erdöl oder bei der unvollständigen Verbrennung von organischer Substanz (z. B. Waldbrand). Die Emission von Benzol in die Atmosphäre geschieht hauptsächlich bei Verbrennungsprozessen. In der Schweiz verursacht der motorisierte Verkehr drei Viertel der Benzol-Emissionen. Der Rest ist auf Holz- und Ölfeuerungen sowie auf Verluste beim Umschlagen und Lagern der Treib- und Brennstoffe zurückzuführen (BUWAL 2003b). Der wichtigste Aufnahmeweg für Benzol ist die Atmung. Benzol ist fettlöslich und wird daher in fetthaltigen Geweben des Körpers eingelagert. Da Frauen einen höheren Körperfettanteil haben als Männer, sind bei ihnen die Auswirkungen von Benzol bedeutender. Personen, die an stark befahrenen Strassen oder bei Tankstellen wohnen bzw. arbeiten sind ebenfalls stärker betroffen. Die Aufnahme über die Haut ist nur bei direktem Umgang mit Benzol relevant (BUWAL 2003b). Benzol wirkt toxisch auf die Blutbildung und kann bei chronischer Exposition zu Leukämie führen. Die Kanzerogenität von Benzol ist eindeutig nachgewiesen, zudem gibt es deutliche Hinweise auf benzolverursachte Erbgutschädigungen. Es gibt keine Schwelle für die Benzolexposition, unter der keine Gefahr für die Gesundheit bestehen würde (BUWAL 2003b).

Benzol

Dioxine und Furane (PCDD und PCDF) sind chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe und für Menschen und Tiere teilweise hoch toxisch. Es gibt insgesamt 76 Dioxine und 135 Furane. Sie entstehen in technischen, aber auch in natürlichen Verbrennungsprozessen bei Anwesenheit von Chlor. Es entsteht dabei stets eine Mischung aus den verschiedenen Einzelsubstanzen, die als Summenparameter «Dioxine und Furane» (PCDD/F) in internationalen Toxizitätsäquivalenten (I-TEQ⁴) ausgewiesen werden. Sie akkumulieren sich in der Nahrungskette und wirken auch embryotoxisch. Dioxine beeinträchtigen die Embryonalentwicklung auf mehrere Arten, insbesondere scheinen sie vorzeitige Aborte, Missbildungen bei (Geschlechts-)Organen und intellektuelle Defizite auszulösen (BUWAL 1995, Lippmann 2000). Dioxine und Furane sind nur wenig flüchtig und werden hauptsächlich an Partikel gebunden transportiert. Der Hauptaufnahmeweg findet über fetthaltige Nahrungsmittel statt. Die WHO (2002) empfiehlt seit 2001 zusammen mit der FAO einen PTMI (provisional tolerable monthly intake) von 70 pg I-TEQ/kg Körpergewicht und Monat. Aus Vorsorgegründen sollte

Dioxine und Furane

⁴ I-TEQ: International toxicity equivalents ist ein Gewichtungsfaktor der die verschiedenen Dioxine und Furane gemäss deren Toxizität in Beziehung zueinander setzt. Dem Seveso-Dioxin 2,3,7,8-TCDD ist dabei der Faktor 1 zugeordnet.

ein Wert unter 1 pg I-TEQ pro Kilogramm Körpergewicht und Tag angestrebt werden. Dies entspricht auch der deutschen Position (UBA 2012).

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, engl.: PAH «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons») ist die Bezeichnung einer Gruppe von verschiedenen Verbindungen. PAKs haben teilweise eine krebserregende Wirkung bei Säugern. Die verschiedenen PAK Substanzen werden, ähnlich wie die Dioxine, mit Toxizitätsäquivalenten (TEQ) aus EPA (1993) aggregiert (siehe Tab. 24).

PAK

Tab. 24 > Charakterisierung von spezifischen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) gemäss EPA (1993)

	Charakterisierung (g BaP-eq./g)
Benzo(a)pyren	1.000
Benzo(a)anthracen	0.100
Benzo(b)fluoranthen	0.100
Benzo(k)fluoranthen	0.010
Chrysen	0.001
Dibenz(a,h)anthracen	1.000
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.100

9.11.2 Charakterisierung

Die einzelnen Substanzen werden charakterisiert (siehe Tab. 25). Dabei werden die Charakterisierungsfaktoren für kanzerogene humantoxische Substanzen (human toxicity, carcinogenic effects, recommended+interim) aus USEtox (Henderson et al. 2011), ausgedrückt als «Comparative Toxic Unit⁵ (CTUh)» verwendet.

9.11.3 Normierung

Der Normierungsfluss entspricht der charakterisierten Emissionsmenge der berücksichtigten PAK Substanzen, Dioxine & Furane und Benzol und ist identisch zum aktuellen Fluss (siehe Tab. 25).

9.11.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht der charakterisierten Emissionsmenge der berücksichtigten PAK Substanzen, Dioxin&Furane und Benzol und beläuft sich auf 0.90 CTUh/a (siehe Tab. 25).

Aktueller Fluss

Messungen der realen Emissionen von Strassenfahrzeugen haben gezeigt, dass frühere Prognosen für die Benzolemissionen zu tief lagen. Weiter wurden die Benzolemissionen bei stationären Anlagen verfeinert ausgewiesen, was im Vergleich zu früheren Schätzungen ebenfalls zu höheren Benzolemissionen führt. Die Benzolemissionen der Motoren im Off-Road-Bereich sind dagegen gesunken, wie aus dem BAFU-Bericht «Treibstoffemissionen und Schadstoffemissionen des Off-Road-Sektors» abgeleitet

Aktueller Fluss Benzol

⁵ Für Humantoxizität entspricht dies der Wahrscheinlichkeit einer Krebserkrankung pro Kilogramm emittierte Chemikalie

werden kann. Gemäss EMIS (Stand 10.02.2012) beträgt der aktuelle Fluss für Benzol 1626 t/a.

Die Emissionen von Dioxinen und Furanen lagen vor 1955 unter 40 g I-TEQ/a. Zwischen 1955 und 1980 nahmen sie auf 485 g I-TEQ/a zu. Seither sind sie aufgrund der verbesserten Abgasreinigung wieder rückläufig, da heute alle Kehrlichtverbrennungsanlagen (KVA) mit einer Rauchgasreinigungsanlage ausgerüstet sind (BUWAL 2002b). Bis im Jahr 2010 wurden die Emissionen auf jährlich 14 g I-TEQ/a reduziert (BAFU 2012a).

Aktueller Fluss Dioxine

Gemäss BAFU (2012a) betragen die Benzo(a)pyrene-Emissionen im Jahr 2010 145 kg, die Benzo(b)fluoranthene-Emissionen 184 kg, die Benzo(k)fluoranthene-Emissionen 201 kg und die Indeno(1,2,3-cd)pyrene-Emissionen 202 kg.

Aktueller Fluss PAK

Tab. 25 > Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (human toxicity, carcinogenic effects, recommended), emittierte Mengen gemäss BAFU (2012a) und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	Charakterisierungsfaktor (CTUh/kg)	emittierte Mengen 2010 (kg/a)	charakterisierte Menge (CTUh/a)
Benzo(a)pyrene	$3.5 \cdot 10^{-5}$	144.5	0.0050
^a Benzo(b) fluoranthene	$3.5 \cdot 10^{-6}$	184.1	0.0006
^a Benzo(k) fluoranthene	$3.5 \cdot 10^{-7}$	200.8	0.0001
^a Indeno (1,2,3-cd) pyrene	$3.5 \cdot 10^{-6}$	201.5	0.0007
^a Benz(a)anthracene	$3.5 \cdot 10^{-6}$	n.a	0.0004 ^b
^a Chrysene	$3.5 \cdot 10^{-8}$	n.a	$4.0 \cdot 10^{-6b}$
^a Dibenz(a,h)anthracene	$3.5 \cdot 10^{-5}$	n.a	0.0012 ^b
Dioxine und Furane	29	0.014	0.41
Benzol	$3.0 \cdot 10^{-7}$	1626 000	0.48
Total			0.90

^aDie Charakterisierungsfaktoren wurden über den Charakterisierungsfaktor in USEtox für Benzo(a)pyrene und den TEQ-Faktoren gemäss EPA (1993) berechnet. ^bAbschätzung basiert auf Yanxu & Shu (2009)

Der kritische Fluss wird für jede Substanzgruppe individuell hergeleitet und aufsummiert. Die Summe der charakterisierten kritischen Flüsse ergibt 0.58 CTUh.

Kritischer Fluss

Für die kanzerogene Wirkung von Benzol gibt es keinen Schwellenwert. Gemäss Minimierungsgebot für die Emissionen krebserzeugender Stoffe (LRV 2010, Anh. 1 Ziff. 82 Abs. 1) soll das Vorsorgeprinzip (Teil 2, Kap. 4.3) zur Anwendung kommen. Somit muss das technisch und betrieblich Machbare sowie wirtschaftlich Tragbare zur Reduktion der Emissionen verlangt werden.

Kritischer Fluss Benzol

Stand der Technik im Strassenverkehr sind die Motoren gemäss Abgasvorschriften Euro-6. Für benzinbetriebene Kleingeräte gelten in der Schweiz seit 1.1.2011 die Abgasvorschriften der EU. Für Umschlag und Lagerung von Treibstoffen sowie Feuerungen wird der prognostizierte Stand 2035 gemäss der Datenbank EMIS angenommen.

Im Strassenverkehr betragen die Benzolemissionen im Jahr 2035 ungefähr 467 t (BAFU 2010c). Bootsmotoren/Geräte verursachen 17 t/a und durch Umschlag und

Lagerung von Treibstoffen sowie von Feuerungen werden 2035 ungefähr 466 t/a freigesetzt (EMIS Stand. 10.02.2012). Im Total entspricht dies einem kritischen Fluss für Benzol von 950 t/a.

Gemäss dem Bericht «Benzol in der Schweiz» (BUWAL 2003d) müssten die Benzol-emissionen auf 100 t pro Jahr reduziert werden, um ein zulässiges Risiko⁶ nicht zu überschreiten. Ein solches Ziel ginge aber heute deutlich über das technisch und betrieblich Machbare sowie wirtschaftlich Tragbare hinaus.

Die Entstehung von Dioxinen und Furanen sollte nach Möglichkeit vermieden werden, da sie sich in der Nahrungskette akkumulieren. Gegenüber der Situation 2006 wurden die Emissionen von 68 g I-TEQ/a auf 14 g I-TEQ/a reduziert. Bis 2020 wird eine weitere Abnahme auf 9.95 g I-TEQ/a erwartet. Der kritische Fluss gemäss Vorsorgeprinzip entspricht deshalb 9.95 g I-TEQ/a.⁷

Kritischer Fluss Dioxine

Gemäss dem Schweizerischen Bundesrat (2009) sollen kanzerogene Stoffe «so weit wie technisch möglich und verhältnismässig» reduziert werden. Gemäss dem Bundesamt für Umwelt können höchstens 50 % der heutigen Benzo(a)pyrene-Emissionen vermieden werden. Dies entspricht einem kritischen Fluss von 72 kg Benzo(a)pyrene.⁸ Das Ziel für Benzo(a)pyrene wird auf alle berücksichtigten PAK Substanzen angewendet.

Kritischer Fluss PAK

Tab. 26 > Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (human toxicity, carcinogenic effects, recommended), Zielvorgaben gemäss Text und resultierender charakterisierter kritischer Fluss

Substanz	Charakterisierungsfaktor (CTUh/kg)	Zielvorgabe (kg/a)	charakterisierte Menge (CTUh/a)
Benzo(a)pyrene	3.5*10 ⁻⁵	72	0.0025
^a Benzo(b) fluoranthene	3.5*10 ⁻⁶	92	0.00032
^a Benzo(k) fluoranthene	3.5*10 ⁻⁷	100	0.000035
^a Indeno (1,2,3-cd) pyrene	3.5*10 ⁻⁶	101	0.00035
^a Benz(a)anthracene	3.5*10 ⁻⁶	n.a	0.00020 ^b
^a Chrysene	3.5*10 ⁻⁸	n.a	0.0000020 ^b
^a Dibenz(a,h)anthracene	3.5*10 ⁻⁵	n.a	0.00059 ^b
Dioxine und Furane	29	0.00995	0.29
Benzol	3.0*10 ⁻⁷	950 000	0.28
Kritischer Fluss			0.576

^a Die Charakterisierungsfaktoren wurden über den Charakterisierungsfaktor in USEtox für Benzo(a)pyrene und den TEQ-Faktoren gemäss EPA (1993) berechnet. ^b Abschätzung basiert auf Yanxu & Shu (2009)

⁶ Der Begriff «zulässiges Risiko» wird in einem Rechtsgutachten definiert, welches im Auftrag des BUWAL erarbeitet worden ist. Dieses kommt zum Schluss, dass der verfassungsmässige Schutzanspruch auf Nichtgefährdung durch anthropogene Einwirkungen durch Einzelsubstanzen bei einem Lebenszeit-Risiko von 1/1000000, gewährleistet ist, da ein solches Risiko kaum nachweisbar und von Null praktisch nicht zu unterscheiden ist (BUWAL 2003d: Kap. 6.1)

⁷ Persönliche Mitteilung, Harald Jenk, Bundesamt für Umwelt, 5.11.2012

⁸ Persönliche Mitteilung, Peter Straehl, Wissenschaftlicher Adjunkt, Bundesamt für Umwelt, 14.5.2012

9.11.5 Ökofaktor für Benzol, Dioxine und Furane und PAK

Tab. 27 > Ökofaktor Benzol, Dioxine und Furane und PAK in UBP/CTUh

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (CTUh/a)	0.90	B	siehe Text	
Aktueller Fluss (CTUh/a)	0.90	B	siehe Text	
Kritischer Fluss (CTUh/a)	0.576	b	siehe Text	
Gewichtungsfaktor (-)	2.46			
Ökofaktor (UBP/CTUh)	$2.7 * 10^{12}$			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Die folgende Tab. 28 zeigt die resultierenden Ökofaktoren in UBP pro Gramm Substanz.

Tab. 28 > Ökofaktoren Benzol, Dioxine und Furane und PAK in UBP/g Substanz

Substanz	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)
Benzo(a)pyrene	95 000	
*Benzo(b) fluoranthene	9 500	
*Benzo(k) fluoranthene	9 500	
*Indeno (1,2,3-cd) pyrene	950	
*Benz(a)anthracene	95	
*Chrysene	95 000	
*Dibenz(a,h)anthracene	9 500	
Dioxine und Furane	$7.9 * 10^{10}$	$5.7 * 10^{10}$
Benzol	810	3 800

Der Ökofaktor für PAK wird in der vorliegenden Version der Methode der ökologischen Knappheit neu eingeführt. Gegenüber 2006 hat sich der Ökofaktor für Dioxine nochmals erhöht. Der hohe Ökofaktor 2013 für Dioxine und Furane widerspiegelt einerseits die geringen Emissionsmengen (einige Gramm pro Jahr), aber auch die grosse Schädlichkeit dieser Substanzen. Der Ökofaktor für Benzol ist im Vergleich zu 2006 zurückgegangen, da zwar der aktuelle Fluss höher liegt, der kritische Fluss aber ebenfalls höher ausfällt als bisher.

9.11.6 Regionenspezifische Ökofaktoren für PAK

Die Zusammensetzung von PAK variiert je nach Region in der sie emittiert werden (Yanxu & Shu 2009). Deshalb werden spezifische Ökofaktoren für die durchschnittlichen PAK-Emissionen auf den einzelnen Kontinenten berechnet, sowie ein Ökofaktor für den weltweiten PAK-Durchschnitt ausgewiesen. Die Ökofaktoren für die regionalen PAK-Zusammensetzungen sind deutlich tiefer als diejenigen der einzeln aufgeführten PAK-Substanzen, da die regionalen PAK-Zusammensetzungen eine Mischung von 16 Substanzen sind, von welchen 9 keinen Charakterisierungsfaktor für kanzerogene Wirkung haben (Charakterisierungsfaktor = 0). Die globalen PAK-Emissionen werden durch die Verbrennung von Biomasse (inkl. Bioenergienutzung und unkontrollierte

Brände) dominiert. Demgegenüber werden die PAK-Emissionen in Nord- und Zentralamerika vor allem durch die Nutzung von Konsumgütern und durch die Verbrennung von Treibstoffen verursacht (Yanxu & Shu 2009). Diese beiden Prozesse verursachen vor allem Naphthalen-Emissionen. Da Naphthalen in Nord- und Zentralamerika gemäss Yanxu und Shu (2009) einen Anteil von 74 % und einen Charakterisierungsfaktor für kanzerogene Wirkung von null hat, erhalten die durchschnittlichen PAK-Emissionen in dieser Region den tiefsten Charakterisierungs- und damit auch den tiefsten Ökofaktor.

Tab. 29 > Charakterisierung und Ökofaktoren von PAK für regionale Durchschnittswerte

Regionale Durchschnittswerte	Charakterisierung (g BaP-eq./g)	Ökofaktoren 2013 (UBP/g)
PAK Weltdurchschnitt	0.014	1 400
PAK Afrika	0.012	1 100
PAK Asien	0.017	1 600
PAK Europa	0.012	1 100
PAK Nord- & Zentralamerika	0.0067	630
PAK Ozeanien	0.012	1 200
PAK Südamerika	0.013	1 300

9.11.7 Ökofaktoren für weitere krebserregende Substanzen nach LRV

In der Luftreinhalteverordnung Anhang 1, Art 3 Abs. 1, Tabelle 83 werden weitere krebserzeugende Stoffe aufgeführt (LRV 2010). Für diese Substanzen wird ein Ökofaktor berechnet sofern in USEtox (Henderson et al. 2011, human toxicity, carcinogenic effects, recommended+interim) Charakterisierungsfaktoren ausgewiesen werden.

Tab. 30 > Substanzen, die in der LRV (2010) Tabelle 83 als kanzerogen eingestuft und mit USEtox bewertet werden, sowie deren Charakterisierungs- und Ökofaktoren in UB/g

bewertete Substanzen in LRV Tab 83	CAS	Charakterisierungsfaktor (CTUh/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Acrylnitril C ₃ H ₃ N	107-13-1	2.02 * 10 ⁻⁶	5 500
1,3 Butadien C ₄ H ₆	000106-99-0	5.71 * 10 ⁻⁷	1 600 *
1-Chlor-2,3-epoxypropan C ₃ H ₅ ClO	000106-89-8	5.26 * 10 ⁻⁷	1 400 *
1,2-Dibromethan C ₂ H ₄ Br ₂	000106-93-4	1.96 * 10 ⁻⁵	53 000
3,3-Dichlorbenzidin C ₁₂ H ₁₀ N ₂ Cl ₂	91-94-1	6.31 * 10 ⁻⁶	17 000
1,4 Dichlorbenzol C ₆ H ₄ Cl ₂	000106-46-7	2.15 * 10 ⁻⁷	590
1,2-Dichlorethan C ₂ H ₄ Cl ₂	107-06-2	4.15 * 10 ⁻⁷	1 100 *
1,2 Epoxypropan C ₃ H ₆ O	75-56-9	2.65 * 10 ⁻⁷	720 *
Ethylenoxid C ₂ H ₄ O	75-21-8	8.30 * 10 ⁻⁷	2 300 *
2-Naphthylamin C ₁₀ H ₉ N	91-59-8	4.84 * 10 ⁻⁷	1 300
2-Nitrotoluol C ₇ H ₇ NO ₂	88-72-2	6.03 * 10 ⁻⁶	16 000
Vinylchlorid C ₂ H ₃ Cl	75-01-4	2.75 * 10 ⁻⁶	7 500 *
N-Vinyl-2-pyrrolidon C ₆ H ₉ NO	88-12-0	1.25 * 10 ⁻⁶	3 400

* für diese Substanzen wird ebenfalls ein Ökofaktor über NMVOC hergeleitet (vergleiche Teil 3, Kapitel 9.3), welcher jedoch tiefer liegt als der hier hergeleitete Ökofaktor. Gemäss dem Grundsatz der Methodik wird jeweils der höchste der resultierenden Ökofaktoren angewendet.

9.11.8 Implementierung im ecoinvent Datenbestand v2.2

Im ecoinvent Datenbestand v2.2 sind folgende PAK-Elementarflüsse in die Luft enthalten:

- > Acenaphthen
- > Benzo(a)pyren
- > PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons

Bei Acenaphthen ist keine kanzerogene Wirkung nachgewiesen, weshalb diese Substanz keinen Ökofaktor erhält (Ökofaktor = 0). PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons sind nicht weiter spezifizierte PAK und werden darum mit dem Ökofaktor für PAK gemäss Weltdurchschnitt bewertet.

9.12 Blei (Pb)

Belastungen mit Blei führen zu Schädigungen bei Tieren und Pflanzen und stören die Bodenfruchtbarkeit. Blei reichert sich in Nahrungsketten an und kann zur Beeinträchtigung der Blutbildung und zu Entwicklungsstörungen bei Kindern führen (BUWAL 1991, S. 29).

9.12.1 Normierung

Da die verschiedenen Blei-Verbindungen nicht charakterisiert werden, beläuft sich der Normierungsfluss auf die gesamtschweizerische Emissionsmenge in die Luft.

9.12.2 Gewichtung

Die Emissionen von Blei stiegen seit den 50er Jahren wegen dessen Beimischung zu Benzin stark an. Der Höchstwert wurde 1970 mit 2160 t/a erreicht. Seither sind die Emissionen, wegen des aufkommenden bleifreien Benzins, gesunken. Weitere Verwendungszwecke von Blei sind Batterien, Farben und Schiessblei. Die Gesamtemissionen beliefen sich 2010 auf 23 t/a (BAFU 2012a). Der Ausstoss dieser 23 Tonnen ist zum grössten Teil von Abfallverbrennungsanlagen, industriellen Verbrennungsprozessen und der Stahlindustrie verursacht.

Aktueller Fluss

Die Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) enthält Immissionsgrenzwerte (Jahresmittelwerte) für Blei im Staubniederschlag. Daraus lässt sich jedoch kein kritischer Fluss ableiten. Ein theoretischer kritischer Fluss lässt sich hingegen aus dem Gewichtungsfaktor für den Boden herleiten, wie nachfolgend beschrieben.

Kritischer Fluss

Der Zweck der LRV ist «[...] Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume sowie den Boden vor schädlichen oder lästigen Luftverunreinigungen schützen.» (LRV, Art. 1). Bodenschutz ist somit ein Ziel der LRV. Daher ist es möglich die Ziele für den Boden auch auf die Luftemissionen anzuwenden, d. h. die Gewichtungsfaktoren für die Bodenemissionen zu verwenden. Wird vom Boden als eigenständigem Schutzziel ausgegangen, muss das Verhältnis von aktuellem zu kriti-

Gewichtungsfaktor

schem Fluss für Schwermetallemissionen in die Luft, die über Deposition schliesslich ebenfalls in den Boden gelangen, gleich gross sein, wie für solche direkt in den Boden. Es wird daher der Gewichtungsfaktor für Blei in den Boden gemäss Teil 3, Kapitel 4.2 verwendet.

9.12.3 Ökofaktor für Blei

Tab. 31 > Ökofaktor für Bleiemissionen in die Luft in UBP/g Blei

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Pb/a)	23	B		91
Aktueller Fluss (t Pb/a)	23	B	(BAFU 2012a)	91
kritischer Fluss (t Pb/a)	(32)		theoretischer, aus der Gewichtung berechneter Wert	(58)
Gewichtung (-)	0.51		entspricht Gewichtungsfaktor für Bleieintrag in den Boden	2.44
Ökofaktor (UBP/g Pb)	22 000			27 000

Q = Datenqualität; Erläuterung, siehe Teil 2, Kap. 6

Gegenüber 2006 ist der Ökofaktor leicht tiefer. Der tiefere aktuelle Fluss führt einerseits zu einem neuen Gewichtungsfaktor unter 1 und andererseits zu einem kleineren Normierungsfluss.

9.13 Cadmium (Cd)

9.13.1 Ökologische Wirkung

Cadmium ist für Mensch und Tier bei chronischer Belastung bereits in geringen Mengen toxisch. Gebunden an Aerosole wird Cadmium in den Lungen besonders gut resorbiert. Es ist bioakkumulierend und stört zudem die Speicherung von essentiellen Metallen im Körper. Cadmium ist auch krebserregend. Atemwegserkrankungen, Nierenschäden und Blutarmut aufgrund von Eisenmangel können die Folgen chronischer Cadmium-Belastung sein. Ausserdem ist es giftig für Pflanzen und Mikroorganismen und stört die Bodenfruchtbarkeit (BUWAL 1991, S. 30).

9.13.2 Normierung

Da die verschiedenen Cadmium-Verbindungen nicht charakterisiert werden, beläuft sich der Normierungsfluss auf die gesamtschweizerische Emissionsmenge in die Luft.

9.13.3 Gewichtung

Die Cadmium-Emissionen erreichten um 1970 mit 7 t/a einen Höchststand. Seit 1980 ist als Folge der Massnahmen bei der Abfallverbrennung und der Metallindustrie eine deutliche Reduktion festzustellen. Die Hauptverwendungsgebiete von Cadmium sind Legierungen sowie die Herstellung von Trockenbatterien und Farbpigmenten. 1995 beliefen sich die Emissionen auf ca. 2.5 t/a (BUWAL 1995, S. 90). Gemäss BAFU (2012a) betragen die Cadmium Emissionen im Jahr 2010 1.3 t/a.

Aktueller Fluss

Die Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) enthält Immissionsgrenzwerte (Jahresmittelwerte) für Cadmium im Staubniederschlag. Daraus lässt sich jedoch kein kritischer Fluss ableiten. Ein theoretischer kritischer Fluss lässt sich jedoch durch die Verwendung des Gewichtungsfaktors für den Boden herleiten, wie im folgenden Abschnitt beschrieben.

Kritischer Fluss

Der Zweck der LRV ist «[...] Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume sowie den Boden vor schädlichen oder lästigen Luftverunreinigungen schützen.» (LRV, Art. 1). Bodenschutz ist somit ein Ziel der LRV. Daher ist es möglich die Ziele für den Boden auch auf die Luftemissionen anzuwenden, d. h. die Gewichtungsfaktoren für die Bodenemissionen zu verwenden. Wird vom Boden als eigenständigem Schutzziel ausgegangen, muss das Verhältnis von aktuellem zu kritischem Fluss für Schwermetallemissionen in die Luft, die über Deposition schliesslich ebenfalls in den Boden gelangen, gleich gross sein, wie für solche direkt in den Boden. Es wird daher der Gewichtungsfaktor für Cadmium in den Boden gemäss Teil 3, Kapitel 4.2 verwendet.

Gewichtungsfaktor

9.13.4 Ökofaktor für Cadmium

Tab. 32 > Ökofaktor für Cadmium-Emissionen in die Luft in UBP/g Cadmium

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Cd/a)	1.26	B		2.00
Aktueller Fluss (t Cd/a)	1.26	B	(BAFU 2012a)	2.00
kritischer Fluss (t Cd/a)	(1.65)		theoretischer, aus der Gewichtung berechneter Wert	(2.08)
Gewichtung (-)	0.580		entspricht Gewichtungsfaktor für Cadmumeintrag in den Boden	0.925
Ökofaktor (UBP/g Cd)	460 000			460 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Gegenüber 2006 hat sich der Ökofaktor nicht verändert. Der aktuelle Fluss und der Gewichtungsfaktor sind zurückgegangen, ebenfalls der Normierungsfluss. Durch das Verbot von cadmiumhaltigen Akkumulatoren und der daraus folgende Ersatz durch modernere, cadmiumfreie Varianten ist in Zukunft ein weiterer Rückgang zu erwarten.

9.14 Quecksilber (Hg)

9.14.1 Ökologische Wirkung

Quecksilber ist für Mensch und Tier hoch toxisch. Es wird über die Atmung aufgenommen und akkumuliert sich in verschiedenen Organen. Es ist giftig für Pflanzen und Mikroorganismen und beeinträchtigt die Bodenfruchtbarkeit (BUWAL 1995).

9.14.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der Normierungsfluss beläuft sich auf die gesamtschweizerische Emissionsmenge in die Luft und ist identisch zum aktuellen Fluss.

9.14.3 Gewichtung

Die Hauptquelle von Quecksilber-Emissionen sind die Stahlindustrie und Kehrrechtverbrennungsanlagen. Im Jahr 2010 betragen die Quecksilber-Emissionen gemäss BAFU (2012a) 1050 kg/a.

Aktueller Fluss

Da Quecksilber in der Studie zu den Schwermetallbilanzen (Keller et al. 2005b) nicht enthalten ist, lässt sich für Quecksilber kein Ökofaktor aus der Akkumulationsrate im Boden herleiten. Im Standard-Messprogramm des NABO ist Quecksilber jedoch enthalten. Es wurde dabei für Quecksilber eine grosse Dynamik bezüglich Konzentrationsveränderungen festgestellt. Der Richtwert von 0.5 mg/kg wurde jedoch lediglich an 3 von 102 Standorten überschritten (BUWAL 2000b).

Kritischer Fluss

Das Maximalziel des schweizerischen Luftreinhaltekonzepts ist die Reduktion der Emissionsmengen auf den Stand von 1950 (Schweizerischer Bundesrat 1999). Im Falle von Quecksilber beliefen sich 1950 die jährlichen Emissionen auf 2220 kg Hg. Dieser Wert wird als kritischer Fluss betrachtet.

9.14.4 Ökofaktor für Quecksilber

Tab. 33 > Ökofaktor für Quecksilber-Emissionen in die Luft in UBP/g Quecksilber

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (kg Hg/a)	1054	B		1020
Aktueller Fluss (kg Hg/a)	1054	B	(BAFU 2012a)	1020
Kritischer Fluss (kg Hg/a)	2220	b		2220
Gewichtung (-)	0.21			0.21
Ökofaktor (UBP/g Hg)	210 000			210 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Da der aktuelle Fluss gegenüber der Situation 2006 nur leicht gestiegen ist, verbleibt der Ökofaktor rundungsbedingt unverändert.

9.15 Zink (Zn)

9.15.1 Ökologische Wirkung

Belastungen mit Zink beeinträchtigen das Pflanzenwachstum (BUWAL 1991, S. 29).

9.15.2 Normierung

Da die verschiedenen Zink-Verbindungen nicht charakterisiert werden, beläuft sich der Normierungsfluss auf die gesamtschweizerische Emissionsmenge in die Luft.

9.15.3 Gewichtung

Die Emissionen von Zink stammten bis zu den 70er-Jahren im Wesentlichen aus Stahlwerken und aus der offenen Abfallverbrennung. Die Gesamtemissionen erreichten 1970 ein Maximum (1750 t/a). 1995 wurden noch ca. 630 t emittiert, wobei die rückläufige Tendenz bei der Gruppe Industrie und Gewerbe durch steigende Zink-Emissionen aus dem Strassenverkehr (Reifen- und Strassenabrieb) teilweise kompensiert wird.

Aktueller Fluss

Im Jahr 2010 betragen die Zink-Emissionen gemäss BAFU (2012a) 380 t/a, wobei der Verkehr mit 87 % die Hauptquelle ist. Sollte der Trend mit zunehmenden Zinkemissionen aus dem Verkehr anhalten, ist wieder mit höheren Gesamtzinkemissionen zu rechnen, da weitere signifikante Reduktionen bei der Industrie nicht zu erwarten sind.⁹

Die Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) enthält Immissionsgrenzwerte (Jahresmittelwerte) für Zink im Staubbiederschlag. Daraus lässt sich jedoch kein kritischer Fluss ableiten. Ein theoretischer kritischer Fluss lässt sich aber durch die Verwendung des Gewichtungsfaktors für den Boden herleiten.

Kritischer Fluss

Der Zweck der LRV ist «[...] Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume sowie den Boden vor schädlichen oder lästigen Luftverunreinigungen schützen.» (LRV, Art. 1). Bodenschutz ist somit ein Ziel der LRV. Daher ist es möglich die Ziele für den Boden auch auf die Luftemissionen anzuwenden, d. h. die Gewichtungsfaktoren für die Bodenemissionen zu verwenden. Wird vom Boden als eigenständigem Schutzziel ausgegangen, muss das Verhältnis von aktuellem zu kritischem Fluss für Schwermetallemissionen in die Luft, die über Deposition schliesslich ebenfalls in den Boden gelangen, gleich gross sein, wie für solche direkt in den Boden. Es wird daher der Gewichtungsfaktor für Zink in den Boden gemäss Teil 3, Kapitel 4.2 verwendet.

Gewichtungsfaktor

9.15.4 Ökofaktor für Zink

Tab. 34 > Ökofaktor für Zink-Emissionen in die Luft in UBP/g Zink

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Zn/a)	378	B		560
Aktueller Fluss (t Zn/a)	378	B	(BAFU 2012a)	560
kritischer Fluss (t Zn/a)	(260)		theoretischer, aus der Gewichtung berechneter Wert	(359)
Gewichtung (-)	2.12		entspricht Gewichtungsfaktor für Zinkeintrag in den Boden	2.44
Ökofaktor (UBP/g Zn)	5 600			4 400

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Gegenüber 2006 ist der Ökofaktor angestiegen, da der aktuelle Fluss und der Normierungsfluss abgenommen haben.

⁹ Persönliche Mitteilung, S. Hoehn, BAFU, 25. Februar 2012

9.16 Radioaktive Emissionen in Luft

9.16.1 Einführung

Bislang wurde bei der Methode der ökologischen Knappheit darauf verzichtet, die radioaktiven Emissionen in die Luft zu bewerten, da die Kernanlagen in der Schweiz Mengen emittieren, die deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte liegen. Durch die fehlende Bewertung der radioaktiven Emissionen in die Luft wird das System aber unvollständig abgebildet. Aus diesem Grund werden diese Emissionen nun der Bewertung zugeführt.

9.16.2 Ökologische Wirkung

Radioaktive Strahlung transferiert Energie in das menschliche Gewebe und kann dabei mit der Struktur der Moleküle interferieren. Dies kann in lebenden Organismen die Zellfunktionen stören oder zerstören (somatische Effekte, das heisst tödliche oder nicht-tödliche Krebserkrankungen). Auch kann sie den genetischen Code der Zellen verändern (mutagene Effekte).

Die Charakterisierungsfaktoren tragen diesen beiden Effekten Rechnung. Die Wirkung radioaktiver Strahlung auf Ökosysteme bleibt hier unberücksichtigt. Ebenfalls unberücksichtigt bleiben die potenziellen Auswirkungen einer unfallbedingten Freisetzung grosser Mengen radioaktiver Substanzen.

9.16.3 Charakterisierung

Die Umweltwirkung der Emission radioaktiver Elemente wird gemäss ihrer krebserregenden Wirkung auf den Menschen charakterisiert. Auswirkungen auf Ökosysteme werden nicht berücksichtigt.

Die Charakterisierung der Emissionen in die Luft basiert auf den Arbeiten von ExternE (1999). Als Referenzsubstanz dient Kohlenstoff-14. In Tab. 35 sind die Charakterisierungsfaktoren gemäss Frischknecht et al. (2000) aufgelistet.

Tab. 35 > Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Emissionen in die Luft, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement C-14

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq C-14-eq./kBq)
Carbon-14	C-14	1.0
Cobald-58	Co-58	0.002
Cobalt-60	Co-60	0.076
Cesium-134	Cs-134	0.057
Cesium-137	Cs-137	0.062
Tritium	H-3	0.000067
Iodine-129	I-129	4.5
Iodine-131	I-131	0.00076
Iodine-133	I-133	0.000045
Krypton	Kr-85	6.7*10 ⁻⁷
Lead-210	Pb-210	0.0071
Polonium-210	Po-210	0.0071
Plutonium-alpha	Pu alpha	0.40
Plutonium-238	Pu-238	0.32
Radium-226	Ra-226	0.0043
Radon-222	Rn-222	0.00011
Thorium-230	Th-230	0.21
Uranium-234	U-234	0.46
Uranium-235	U-235	0.10
Uranium-238	U-238	0.039
Xenon-133	Xe-133	6.7 *10 ⁻⁷

9.16.4 Normierung

Angaben zu den Emissionen von radioaktiven Substanzen aus Kernanlagen werden in ENSI (2010) gemacht. Die Charakterisierung der entsprechenden Nuklide gemäss Teil 3, Kapitel 9.16.3 ergibt für das Jahr 2009 eine totale Emissionsmenge von 1.08 TBq C-14-eq. Im vorliegenden Fall der radioaktiven Emissionen in die Luft entspricht der aktuelle Fluss dem Normierungsfluss.

9.16.5 Gewichtung

Die Emissionen aus Schweizer Kernanlagen betragen im Jahr 2009 1.08 TBq C-14-eq (ENSI 2010).

Aktueller Fluss

Die Emissionslimiten radioaktiver Substanzen aus Schweizer Kernanlagen sind einerseits festgelegt für die einzelnen Anlagen, andererseits werden sie unterschieden in Edelgase, Aerosole und Iod-131 für Kernkraftwerke und β -/ γ -Aerosole, α -Aerosole, sowie Tritium und Kohlenstoff-14 für das Zwischenlager (ZZL). Die Abgabelimiten entsprechen der Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Für Kernkraftwerke ist die Limite so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung unter 0.3 mSv/Jahr liegt. Für das Zentrale Zwischenlager in Würenlingen (ZZL) liegt die ent-

Kritischer Fluss

sprechende Grenze für die Jahresdosis bei 0.05 Sv/Jahr und für das Paul Scherrer Institut (PSI) bei 0.15 Sv/Jahr (ENSI 2010). Spitäler emittieren keine Isotope in die Luft.

Für das Nuklid C-14 aus Kernkraftwerken ist keine separate Limite festgelegt (ENSI 2010). Ausgehend von den tatsächlichen Emissionen werden die Limiten der einzelnen Kernanlagen in einer ersten Näherung entsprechend dem Verhältnis der zugelassenen Jahresdosis zu den tatsächlichen Jahresdosen gesetzt.

Mittels Charakterisierung und Addition der Emissionen aller Anlagen werden die Limiten zu einem einzigen Wert zusammengefasst. Dies ergibt einen charakterisierten kritischen Fluss von 1160 TBq C-14-eq. pro Jahr.

9.16.6 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in die Luft

Tab. 36 > Ökofaktor für radioaktive Emissionen in die Luft in UBP/MBq C14-eq

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (TBq C-14-eq./a)	1.08	A	Emissionen aus Kernanlagen (ENSI 2010)	
Aktueller Fluss (TBq C-14-eq./a)	1.08	A	Emissionen aus Kernanlagen (ENSI 2010)	
Kritischer Fluss (TBq C-14-eq./a)	1 164	b	Basierend auf Jahresdosis für Personen in der Umgebung (ENSI 2010)	
Gewichtungsfaktor (-)	8.6*10 ⁻⁷			
Ökofaktor (UBP/MBq C-14-eq)	0.80			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

9.16.7 Ökofaktoren für einzelne Isotope

Mithilfe der in Teil 3, Kapitel 9.16.3 beschriebenen Charakterisierungsfaktoren können Ökofaktoren für ausgewählte Isotope berechnet werden. Diese sind in Tab. 37 aufgelistet. Sie gelten für die Emission dieser Substanzen in die Luft. Aufgrund der Herleitungsweise sollten die Ökofaktoren für Einträge in andere Kompartimente nicht verwendet werden.

Tab. 37 > Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in die Luft, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq C-14-eq./kBq)	Ökofaktor 2013 (UBP/MBq)
Carbon-14	C-14	1.0	0.80
Cobald-58	Co-58	0.0020	0.0016
Cobalt-60	Co-60	0.076	0.061
Cesium-134	Cs-134	0.057	0.046
Cesium-137	Cs-137	0.062	0.050
Tritium	H-3	0.000067	0.000054
Iodine-129	I-129	4.5	3.6
Iodine-131	I-131	0.00076	0.00061
Iodine-133	I-133	0.000045	0.000036
Krypton	Kr-85	0.00000067	5.40*10⁻⁷
Lead-210	Pb-210	0.0071	0.0057
Polonium-210	Po-210	0.0071	0.0057
Plutonium-alpha	Pu alpha	0.40	0.32
Plutonium-238	Pu-238	0.32	0.26
Radium-226	Ra-226	0.0043	0.0035
Radon-222	Rn-222	0.00011	0.000092
Thorium-230	Th-230	0.21	0.17
Uranium-234	U-234	0.46	0.37
Uranium-235	U-235	0.10	0.080
Uranium-238	U-238	0.039	0.032
Xenon-133	Xe-133	0.00000067	5.40*10⁻⁷
Radioactive species, other beta emitters	*	0.027	0.021
Noble gases, radioactive, unspecified	*	0.00000016	1.25*10⁻⁷
Aerosols, radioactive, unspecified	*	0.029	0.023

* Erklärung siehe Teil 3, Kap. 9.16.8

9.16.8 Anwendungsanweisung betreffend ecoinvent Datenbestand v2.2

Im aktuellen ecoinvent Datenbestand v2.2 werden Emissionen einzelner Nuklide summarisch angegeben. Die Zusammensetzung der Gemische wird mit den Angaben zu radioaktiven Emissionen aus europäischen Kernkraftwerken und Wiederaufbereitungsanlagen (Van der Stricht & Janssens 2005, 2010) ermittelt. Über die Ökofaktoren der Einzelnuclide wird der Ökofaktor für das Gemisch bestimmt (siehe Tab. 37). Die resultierenden Ökofaktoren sind konservative Werte, da nicht alle Bestandteile der Gemische charakterisiert sind.

10 > Emissionen in die Oberflächengewässer

10.1 Einleitung

10.1.1 Vorbemerkungen

Die Ökofaktoren für die Gewichtung von Emissionen in die Gewässer basieren auf gesamtschweizerischen Frachten und bilden deshalb eine «durchschnittliche» schweizerische Situation ab. Regionale Gegebenheiten werden nur beim Phosphor berücksichtigt. So können beispielsweise Substanzen, die in einzelnen Kleingewässern ein Problem darstellen, im Rhein den Konzentrations-Anforderungswert für Gewässer wegen der Verdünnung trotzdem unterschreiten. Im Idealfall müsste deshalb ein je nach Gewässersituation abgestufter Ökofaktor bereitgestellt werden. Dies wurde aus Aufwandsgründen nicht durchgeführt, kann aber gemäss Methodenbeschreibung (Teil 2, Kap. 4) bei Bedarf jederzeit nachgeholt werden.

Die Herleitung der Ökofaktoren für Emissionen in die Gewässer beruht auf Vereinfachungen, die den ökologischen Gegebenheiten nicht vollständig Rechnung tragen. Ziel der Bestimmung von Ökofaktoren ist nicht die ökologische Beurteilung der einzelnen Schadstoffemissionen, sondern die vergleichende Gewichtung über alle Umweltmedien im Rahmen von Ökobilanzen.

Wie im Kapitel über das Grundwasser dargelegt (siehe Teil 3, Kap. 11.1), sollen die Ökofaktoren für Oberflächengewässer *nicht* auf Schadstoffe angewendet werden, die ins Grundwasser emittiert werden.

10.1.2 Auswahl der Stoffe

Aufgrund der Massnahmen im Bereich der Abwasserreinigung konnten die Emissionen verschiedener Substanzen in die Oberflächengewässer deutlich reduziert werden. Die verbleibenden Emissionen sind deshalb teilweise für die Ökologie der schweizerischen Gewässer von untergeordneter Bedeutung. Es stellt sich damit die Frage, inwieweit für solche Substanzen noch ein Ökofaktor bereitgestellt werden soll. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Ökofaktoren nicht nur für Emissionen in der Schweiz, sondern auch auf solche im Ausland angewendet werden. Für Substanzen, welche in der Schweiz allenfalls unproblematisch, im Ausland aber möglicherweise ökologisch relevant sind, wird deshalb nach Möglichkeit ein Ökofaktor bereitgestellt.

In Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung (GSchV 2011) sind die Anforderungen an die Wasserqualität der Fliessgewässer formuliert. Die Liste der numerischen Anforderungen gemäss Ziffer 12, Absatz 5 in der GSchV ist Ausgangspunkt für die Diskussion der Auswahl der Ökofaktoren für gewässerbelastende Stoffe. Sie wird ergänzt durch den Nährstoff Phosphor, der für die Wasserqualität der Seen eine wichtige Rolle spielt, durch den Summenparameter AOX (halogenierte organische Substanzen), hormonakti-

ve Substanzen, radioaktive Emissionen (in der Schweiz und aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente), Ölemissionen ins Meer und persistente organische Schadstoffe (POP).

Die mit einem Ökofaktor gewichteten Wasserschadstoffe sind in Tab. 38 zusammengestellt. Zudem werden grob die Wirkungen der Schadstoffe angegeben, und welche davon für die Festlegung des Ökofaktors massgeblich sind. In vielen Fällen wurde die Zielvorgabe der IKSr (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) verwendet, welche sich nicht allein auf die ökologische Wirkung zurückführen lässt.

10.1.3 **Anwendungsanweisung**

Aus der Schweiz gelangen Stoffe via Rhein, Rhone, Ticino und Inn in verschiedene Meere. Zwei Drittel des aus der Schweiz abfliessenden Wassers gelangt via den Rhein in die Nordsee. Durch die Einfuhr von Produkten aus Meeranliegerstaaten werden weitere direkte Emissionen in die Meere ausgelöst. Die Ökofaktoren für Stickstoff, radioaktive Emissionen und Öl beruhen ohnehin teilweise auf Meeresschutzzielen, welche von der Schweiz mitgetragen werden. Daher sollen die in diesem Kapitel hergeleiteten Ökofaktoren auch auf Emissionen in die Meere angewendet werden. Eine Ausnahme bildet der neu gebildete Ökofaktor zu Ölemissionen ins Meer. Dieser bezieht sich ausschliesslich auf Emissionen ins Meer und darf nicht auf andere Wasserkompartimente (z. B. Fluss, etc.) angewendet werden.

Tab. 38 > Wirkungsmechanismen der bewerteten Wasserschadstoffe

	Umwelt				Mensch					Charakterisierung	Bemerkungen
	Eutrophierung	Sauerstoffzehrung	Fischtoxizität	Bioakkumulation	Stoffwechselfstörungen	Kanzerogenität	Erbgutschädigung	Embryoschädigung	andere/weitere Schädigungen		
Stickstoff	#		(x)							-	
Phosphor	#									-	
Organische Stoffe (BSB, CSB, DOC, TOC)		#								-	
Arsen (As)				x	x	x		(x)		-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Blei (Pb)				x	x					-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Cadmium (Cd)				x	x	x		(x)		-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Chrom (Cr)				x	x					-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Kupfer (Cu)				x	x					-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Nickel (Ni)				x	x					-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Quecksilber (Hg)				x	x					-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Zink (Zn)				x	x					-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Radioaktive Emissionen in Binnengewässer						x	x		x	U235-eq.	Emissionslimiten gemäss BAG
Radioaktive Emissionen in Meere						x	x		x	C14-eq.	Reduktion auf natürliche Hintergrundsbelastung
Ölemissionen ins Meer			x								Zielvorgabe gemäss OSPAR
AOX				x	x				x	-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Chloroform						(x)			x	-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
PAK						x				-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Benzo(a)pyren						(x)				-	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Hormonaktive Stoffe					#			x	x	E2-eq.	
Persistente organische Stoffe (POP)			x	#		x	x		x	2,4,6-T-eq	

x = Wirkung, bzw. Zusammenhang nachgewiesen; (x) = Wirkung, bzw. Zusammenhang vermutet; # = Für die Bestimmung des Ökofaktors massgebliche Wirkung

10.2 **Stickstoff (N)**

10.2.1 **Ökologische Wirkung**

Über 90 % des anthropogen verursachten Gesamtstickstoffgehaltes in Oberflächengewässern bestehen aus Nitrat und Ammonium bzw. Ammoniak. Quelle für Stickstoff in den Gewässern sind Dünger aus der Landwirtschaft und Abwässer aus Industrie, Gewerbe und Haushalten. Die Ökofaktoren in diesem Kapitel bewerten nur die Stickstoff-Einträge in die Oberflächengewässer. Stickstoffverbindungen (insbesondere Nitrat), welche erst ins Grundwasser eingetragen werden und von dort in die Oberflächengewässer gelangen, werden im Kapitel über das Grundwasser (siehe Teil 3, Kap. 11.2) gesondert bewertet.

Einzelne Stickstoffspezies wie Nitrat oder Ammonium stellen in der Schweiz im heutigen Ausmass für die Ökologie der Oberflächengewässer kein generelles Problem mehr dar. Einzig lokale Probleme können weiterhin bestehen. Hingegen ist die Belastung der Nordsee und anderer flacher Meere mit Gesamtstickstoff hinsichtlich Eutrophierung von grosser Bedeutung. Es wird daher auf eine deutliche Reduktion des Stickstoffeintrags in die Nordsee hingearbeitet; unter anderem mittels Reduktion der Stickstoff-Frachten im Rhein (BAFU 2010a).

10.2.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Für das Rheineinzugsgebiet beläuft sich der anthropogene Stickstoff-Eintrag auf rund 28 700 t N/a (OSPAR Commission 2008a). Der Wasserabfluss über den Rhein beläuft sich im langjährigen Mittel auf rund 38 Mrd. m³/a, und der gesamtschweizerische auf 48 Mrd. m³/a. Daraus ergibt sich extrapoliert ein Eintrag von rund 36 200 t N/a für die Gesamtschweiz.

10.2.3 Gewichtung

Da das Reduktionsziel nur auf die Emissionen im schweizerischen Rheineinzugsgebiet Bezug nimmt (siehe nächster Abschnitt zu kritischem Fluss), muss der aktuelle Fluss dasselbe Gebiet umfassen. Gemäss OSPAR Commission (2008a) beträgt der aktuelle Fluss 28 700 t N/a.

Aktueller Fluss

Die Nordseeanliegerstaaten haben als Folge der im Laufe der 80er Jahre deutlich gewordenen Überdüngungserscheinung bereits 1987 eine Absichtserklärung¹⁰ verabschiedet. Diese hatte zum Ziel bis 1995 die Phosphor- und Stickstoffeinträge um 50 % gegenüber 1985 zu reduzieren. Obwohl der Anteil der Schweiz an der Gesamtbelastung des Rheins klein ist, hat auch die Schweiz entsprechende Bestrebungen unternommen (BUWAL 1996, S. 36). Das Ziel konnte beim Stickstoff bis heute nicht erreicht werden. Bis im Jahr 2005 betrug die Reduktion 28 % (OSPAR Commission 2008a).

Kritischer Fluss

Diese Zielsetzung wird als Basis für die Festlegung des kritischen Flusses für den Gesamtstickstoff (N_{tot}) verwendet. Die Stickstofffracht von 1985 im Rheineinzugsgebiet wurde in der Submission von 2008 aktualisiert und beträgt neu rund 39 700 t N/a (OSPAR Commission 2008a). Der kritische Fluss beträgt daher rund 19 900 t N/a. Die Ableitung des kritischen Flusses aus der GSchV würde einen deutlich höheren kritischen Fluss ergeben¹¹ und wird daher nicht verwendet.

¹⁰ Second International Conference on the Protection of the North Sea, London, 24–25 November 1987

¹¹ Unter der Annahme eines mittleren Abflusses im Rhein von 1000 m³/s und dem Anforderungswert von 5.6 mg NO₃-N/l ergäbe sich allein für das Rheineinzugsgebiet ein kritischer Fluss von 176 600 t NO₃-N/a.

10.2.4 **Ökofaktor für Stickstoff in Oberflächengewässer**

Tab. 39 > Ökofaktor für Gesamtstickstoff in Oberflächengewässern in UBP/g N

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (t N/a)	36 197	B	OSPAR Commission (2008a) und Hochrechnung auf Gesamtschweiz mit Abflussdaten gemäss NADUF (2011a)	31 360
Aktueller Fluss (t N/a)	28 656	A	nur Rheineinzugsgebiet (OSPAR Commission 2008a)	24 827
kritischer Fluss (t N/a)	19 875	a	50 % Reduktionsziel im Rheineinzugsgebiet gegenüber 1985 (OSPAR Commission 2008a)	17 510
Gewichtungsfaktor (-)	2.08			2.01
Ökofaktor (UBP/g N)	57			64

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor für Stickstoff ist gegenüber der bisherigen Situation um rund 10 % zurückgegangen. Der Stickstoffeintrag im Rheineinzugsgebiet ist leicht angestiegen von 24 800 t N/a im Jahr 2006 auf 28 700 t N/a. Die Anpassung des kritischen Flüssen ist darauf zurückzuführen, dass die Stickstoff-Emissionen aus diffusen Quellen des Jahres 1985 neu berechnet wurden auf 39 749 t N/a (OSPAR Commission 2008a, S. 23).

10.3 **Phosphor (P)**

10.3.1 **Ökologische Wirkung**

Der Phosphor-Eintrag ist für Seen (und gewisse Meeresteile) kritischer als für Fließgewässer, da in stehenden Gewässern meist der verfügbare Phosphor der limitierende Faktor für das Algenwachstum ist. Ein durch Phosphor erhöhtes Algenwachstum kann über die Sedimentation und den vermehrten aeroben Abbau dieser Biomasse zu Sauerstoffmangel und Fischsterben im Tiefenwasser von Seen führen (BLW & BUWAL 1998).

Die Belastung der Seen variiert sehr stark nach deren Lage. Seen mit alpiner Prägung (z. B. Vierwaldstättersee, Thunersee) weisen sehr geringe Phosphorkonzentrationen auf, wohingegen Seen in Gebieten intensiver landwirtschaftlicher Nutzung durch Phosphor, welcher mit Hof- und Kunstdünger auf die Felder ausgetragen wird, immer noch stark belastet sein können. Auch die Erosion von Böden und der Phosphor-Eintrag aus der Siedlungsentwässerung können zu einer erhöhten Phosphorbelastung beitragen. Der Anschluss von Haushalten und Gewerbe an Kläranlagen und das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln brachte eine deutliche Reduktion des Phosphor-Eintrages in den 80er und 90er Jahren (BLW & BUWAL 1998, BUWAL 2004a).

Phosphor wird als an Partikel gebundenes Phosphat vor allem durch die Erosion und in gelöster Form durch Abwaschung vom Ackerland in die Gewässer eingetragen. Der immer noch massgebliche Anteil der Landwirtschaft an den Belastungen ist auch eine Folge reichlicher Düngung in der Vergangenheit. So weisen Grünland und Ackerboden in der Schweiz Phosphorgehalte auf, die den jährlichen Bedarf der Pflanzen weit übersteigen. Das Gewässerschutzgesetz (GSchG 2011) verlangt eine ausgeglichene Dün-

gerbilanz, damit die Gewässer durch Abschwemmung und Auswaschung von Düngern nicht beeinträchtigt werden. Somit darf nur soviel Phosphor ausgebracht werden, wie von den Kulturen aufgenommen werden kann. Auch die ChemRRV (2013) enthält Vorschriften bezüglich Düngerausbringung. Dabei müssen Düngungsrichtlinien, der Pflanzenbestand, die Bodenvorräte, die Witterung, etc. berücksichtigt werden.

10.3.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der gesamtschweizerische Eintrag von Phosphor in die Oberflächengewässer kann nur abgeschätzt werden, da sich der bedeutende Anteil des aus landwirtschaftlichen Flächen eingetragenen Phosphors einer direkten Messung entzieht. Der Eintrag wird daher mit dem Austrag via Fliessgewässer gleichgesetzt. Eingetragener Phosphor wird von Algen und Wasserpflanzen in den Gewässern aufgenommen, durch Sedimentierung der Biomasse in Seen abgelagert oder beim Abbau der Biomasse wieder ins Wasser frei gesetzt.

Für das Rheineinzugsgebiet beläuft sich die Phosphor-Fracht aus anthropogenen Quellen auf rund 1500 t P/a (OSPAR Commission 2008a). Der Wasserabfluss über den Rhein beläuft sich im langjährigen Mittel auf rund 38 Mrd. m³/a und der gesamtschweizerische Abfluss auf 48 Mrd. m³/a. Daraus ergibt sich ein gesamtschweizerischer Phosphoraustrag via die Fliessgewässer von rund 1900 t P/a.

10.3.3 Gewichtung: Schutz der Nordsee

Der aktuelle Fluss unterscheidet sich vom Normierungsfluss, da sich das Reduktionsziel nur auf das Rheineinzugsgebiet bezieht. Gemäss OSPAR Commission (2008a) beläuft sich die Phosphor-Fracht auf 1500 t P/a.

Aktueller Fluss

Die Nordseeanrainer-Staaten haben in einer Ministererklärung vereinbart, die Phosphor- und Stickstoffeinträge um 50 % gegenüber dem Stand von 1985 zu reduzieren. Die Schweiz hat diese Erklärung ebenfalls unterzeichnet. Das Ziel konnte beim Phosphor zwischenzeitlich erreicht werden. Der kritische Fluss liegt für das Rheineinzugsgebiet mit 15002 t P/a leicht über dem aktuellen Fluss (OSPAR Commission 2008a).

Kritischer Fluss

10.3.4 Gewichtung: Phosphorgehalt Schweizer Seen

Der numerische Anforderungswert in der Gewässerschutzverordnung bezieht sich nicht auf Phosphor, sondern auf den für die Organismen zentralen Sauerstoff. Das allgemeine Umweltziel für die Seen ist ein Sauerstoffgehalt von 4 mg pro Liter in jeder Seetiefe (GSchV 2011, Anhang 2 Ziffer 13). Im Weiteren darf der Nährstoffgehalt höchstens eine mittlere Produktion von Biomasse zulassen (GSchV 2011, Anhang 2 Ziffer 13). Jeder See ist aufgrund seiner Morphologie und seiner geographischen Lage bzw. Wetterexposition ein Sonderfall. Die Anforderungen an den Nährstoffgehalt für eine höchstens mittlere Produktion kann deshalb nicht mit einem einzigen Wert, der für alle Seen gleichermaßen gilt, festgelegt werden. Gemäss BAFU & BLW (2008) ist diese Anforderung für viele Seen erfüllt, wenn der mittlere Gehalt bzw. der Konzentrationswert der Frühjahrszirkulation während mehrerer Jahre unter 20 mg Gesamtphosphor pro Kubikmeter (20 µg P pro Liter) liegt. Dies entspricht dem Umweltziel Landwirtschaft, gemäss welchem der Gesamtphosphorgehalt in Seen, deren Phosphoreintrag haupt-

sächlich aus der Landwirtschaft stammt, weniger als 20 µg Phosphor pro Liter betragen soll (BAFU & BLW 2008).

Der Gewichtungsfaktor (und daraus folgend der Ökofaktor) für Phosphor wird für jeden Schweizer See separat berechnet (Tab. 40). Der Zielwert entspricht für Seen mit einer mittleren Phosphorkonzentration über 20 mg/m³ dem Umweltziel Landwirtschaft und für Seen mit einer Konzentration unter 20 mg P/m³ der durchschnittlichen Phosphorkonzentration der Jahre 2008 bis 2010. Die in Seen gemessenen Werte liegen zum Teil deutlich unter 20 mg/m³ (Walensee) andererseits auch zum Teil sehr deutlich darüber (nördlicher Luganersee und Zugersee). Die ökologische Knappheit der grossen Schweizer Seen bezüglich Phosphor ist also stark unterschiedlich.

Regionale Gewichtungsfaktoren

Für das Bestimmen einer durchschnittlichen ökologischen Knappheit von Phosphor in Schweizer Gewässern sind einerseits die aktuellen Phosphorkonzentrationen der Seen und andererseits das jeweilige Seevolumen relevant. Die Phosphor-Aufnahmekapazität der Seen ist von diesen beiden Parametern abhängig. Da der Gewichtungsfaktor quadratisch auf das Verhältnis von aktueller zu kritischer Konzentration reagiert, wird der durchschnittliche Gewichtungsfaktor auf der Basis der mit dem Seevolumen gewichteten Summe der Gewichtungsfaktoren der einzelnen Seen bestimmt (siehe Tab. 40).

Tab. 40 > Berechnung des Gewichtungsfaktors für Schweizer Seen aus der aktuellen Konzentration und der kritischen Konzentration

Es sind nur diejenigen Seen berücksichtigt, die für das Jahr 2010 einen aufgrund der Messfrequenz verlässlichen Messwert aufweisen

	Seevolumen (Mio. m ³)	Gesamt P- Konz. (mg/m ³)	hergeleiteter Zielwert* (mg/m ³)	Gewichtungsfaktor (-)
Lac Léman	89 900	22	20	1.25
Bodensee	48 000	6.0	6.7	0.81
Lac de Neuchâtel	14 170	7.0	7.7	0.83
Lago Maggiore	37 100	10	10	1.00
Vierwaldstättersee	11 800	5.0	4.3	1.33
Zürichsee	3 900	21	20	1.10
Lago di Lugano nord	4 690	73	20	13.3
Lago di Lugano sud	1 140	42	20	4.41
Thunersee	6 500	4.0	3.3	1.44
Bielersee	1 240	18	20	0.81
Zugersee	3 210	94	20	22.1
Brienzersee	5 170	5.0	4.7	1.15
Walensee	2 490	3.0	3.3	0.81
Murtensee	600	21	18	1.31
Sempachersee	660	23	20	1.32
Hallwilersee	215	19	20	0.90
Greifensee	161	48	20	5.76
Baldeggersee	178	26	20	1.69
Pfäffikersee	58	16	16	1.00
Schweizerischer Gewichtungsfaktor				1.65

Quelle: Datei Phosphor in den Seen 2010_2011.xls¹²

*Die GSchV fordert einen Nährstoffgehalt, der höchstens eine mittlere Produktion von Biomasse zulässt. Daher wird für Seen mit einer mittleren Phosphorkonzentration von über 20 mgP/m³ als Zielwert das Umweltziel Landwirtschaft gewählt, für die anderen Seen entspricht der Zielwert der mittleren Konzentration der letzten 3 Jahre (2008–2010).

10.3.5 Ökofaktor für Phosphor

Die Gewichtung ist in den Kapiteln 10.3.3 und 10.3.4 auf zwei verschiedene Arten hergeleitet worden. Einerseits aus dem 50 % Reduktionsziel der Einträge in die Nordsee und andererseits aus hergeleiteten Zielwerten (Umweltziel Landwirtschaft und mittlere P-Konzentration der letzten 3 Jahre) für die Schweizer Seen. Die Berechnung des Ökofaktors aus den hergeleiteten Zielwerten für die Schweizer Seen führt zu höheren Werten. Der Ökofaktor aus dem 50 % Reduktionsziel wird daher in Tab. 41 nicht weiter mitaufgeführt.

¹² Daten «Phosphor in Seen» übermittelt durch Jean-Philippe Houriet, Bundesamt für Umwelt, am 23.9.2011. Die Daten sind durch Internationale Gewässerschutzkommissionen (CIPEL, CIPAI, IGKB), Kantonale Gewässerschutzfachstellen, Eawag und Wasserversorgung Zürich (WVZ, für Zürich- und Walensee) erhoben worden.

Tab. 41 > Ökofaktor für Phosphor in UBP/g P

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (t P/a)	1 854	B	Hochrechnung mit NADUF-Abflussdaten (BAFU 2011a) aus den Frachten für das Rheineinzugsgebiet gemäss OSPAR Commission (2008a)	1 694
Aktueller Fluss (t P/a)	-			-
Kritischer Fluss (t P/a)	-			-
Gewichtungsfaktor (-)	1.65		Berechnet aus Schutzziel See	2.04
Ökofaktor (UBP/g P)	890			1 200

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der tiefere Ökofaktor widerspiegelt die Entspannung beim Phosphor-Problem und das Wirken der getroffenen Massnahmen. Einzelne Seen sind, wie in Tab. 40 dargestellt, immer noch sehr starker Belastung ausgesetzt. Im Vergleich zu früheren Jahren sind aber auch da die Konzentrationen rückläufig.

10.4 Organische Stoffe (BSB, CSB, DOC, TOC)

10.4.1 Ökologische Wirkung

Der BSB (Biologischer Sauerstoffbedarf¹³), der CSB (CSB, Chemischer Sauerstoffbedarf¹⁴), der DOC (gelöste organische Kohlenstoffe¹⁵) und der TOC (Total organischer Kohlenstoffe¹⁶) sind Parameter für die Konzentration an organischen Substanzen in Gewässern. Diese organischen Stoffe stammen zu einem Teil aus natürlichen Quellen und zum anderen aus Abwässern. Grundsätzlich belasten alle organischen Stoffe die Gewässer durch Sauerstoffzehrung und die damit verbundene Einschränkung des Lebensraumes der Fauna. Viele Stoffe können zusätzlich spezifische toxische Wirkungen haben (wie z. B. chlororganische Verbindungen, endokrine Stoffe), die separat erfasst werden müssten (Kummert & Stumm 1989, Sigg & Stumm 1989).

Aufgrund der Massnahmen zur Abwasserreinigung ging die Belastung der schweizerischen Gewässer mit organischen Substanzen in den letzten Jahrzehnten zurück. Die Gesetzgebung (GSchV) verlangt zudem, dass die im Abwasser anfallenden organischen Stoffe durch Massnahmen soweit reduziert werden, dass für die Gewässer keine ökologischen Nachteile entstehen. Die Restbelastung aus Kläranlagen ist in Anbetracht des gesamthaft vorhandenen Sauerstoffs in den meisten Fällen unkritisch. Ökologisch relevant sind daher in erster Linie persistente, bioakkumulierbare und giftige organische Substanzen (siehe POPs, Teil 3, Kap. 10.14). Diese spezifischen Wirkungen von Stoffen, die im Summenparameter «organische Stoffe» enthalten sind, können hier aber nicht berücksichtigt werden.

¹³ engl. BOD – biochemical oxygen demand

¹⁴ engl. COD – chemical oxygen demand

¹⁵ engl. DOC – dissolved organic carbon

¹⁶ engl. TOC – total organic carbon

Die Erfassung der Konzentration an organischen Substanzen in Gewässern kann mittels der erwähnten Parameter CSB, DOC und gegebenenfalls TOC erfolgen.

> **BSB (Biochemischer Sauerstoffbedarf)**

Der BSB_x gibt die Menge an Sauerstoff an, die innerhalb von x Tagen durch die biologische Aktivität im Wasser aufgebraucht wird. Die Inkubation geschieht im Dunkeln, bei 20 °C und normalerweise während 5 Tagen (BSB_5). Damit wird der Anteil an leicht abbaubaren Kohlenwasserstoffen, v. a. durch mikrobiellen Abbau, bestimmt. Der BSB liegt immer tiefer als der CSB-Wert. Üblicherweise wird der BSB_5 bestimmt.

> **CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf)**

Der CSB gibt die Menge an Sauerstoff an, die benötigt wird, um die organischen Verbindungen zu oxidieren. In der Schweiz wird der CSB vor allem zur Bestimmung der Qualität des Auslaufes von Kläranlagen eingesetzt («Abwasserparameter»). Im Ausland wird die Belastung der Gewässer durch organische Substanzen mehrheitlich durch den CSB beurteilt. Viele Sachbilanzen enthalten Angaben zu CSB-Emissionen.

> **DOC (gelöste organische Kohlenstoffe)**

Der DOC misst den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff aus gelösten organischen Verbindungen. Die Messung liefert bei tiefen Konzentrationen, wie sie in schweizerischen Fließgewässern vorliegen, genauere Resultate als die CSB-Messung («Reinwasserparameter»).

> **TOC (Total organischer Kohlenstoffe)**

Der TOC umfasst den gesamten in organischen Molekülen gebundenen Kohlenstoff. Er setzt sich aus dem gelösten organischen Kohlenstoff und dem partikulär gebundenen organischen Kohlenstoff zusammen.

Da viele Sachbilanzen CSB ausweisen, wird ein Ökofaktor für CSB bestimmt. Eine allenfalls benötigte Umrechnung von DOC zu CSB kann mit dem Schätzfaktor $CSB \text{ (in g)} \approx 3 \text{ DOC (in g)}$ vorgenommen werden. Eine untere Schätzung für den CSB kann auch aus dem BSB, mit $CSB \text{ (in g)} = BSB \text{ (in g)}$, hergeleitet werden. Wurde als einziger Wert der TOC gemessen, kann dieser Wert im Sinne einer groben Näherung mit dem DOC gleichgesetzt werden, bzw. der CSB mit $CSB \text{ (in g)} \approx 3 \text{ TOC (in g)}$ abgeschätzt werden (Brand et al. 1998).

10.4.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Die Gesamtmenge kann nicht aus den CSB-Konzentrationen beim Abfluss der grossen Flüsse aus der Schweiz hochgerechnet werden, da einerseits ein Teil der organischen Substanzen natürlichen Ursprungs ist und andererseits organische Substanzen in den Fließgewässern zum Teil relativ schnell abgebaut werden und nicht bis zu den Messstellen beim Abfluss aus der Schweiz gelangen.

Die Datenerhebung des VSA (2011) deckt über 80 % der an die Abwasserentsorgung angeschlossenen Einwohner der Schweiz ab und bietet daher eine gute Datengrundlage für die Hochrechnung der Emissionen organischer Stoffe aus Abwasser-Reinigungsanlagen (ARAs) auf die ganze Schweiz. Die jährlichen Ablauffrachten von CSB belaufen sich auf 37 000 Tonnen.

10.4.3 Gewichtung

Der aktuelle Fluss ist identisch zum Normierungsfluss, da das Reduktionsziel ebenfalls auf der gesamtschweizerischen Menge beruht.

Aktueller Fluss

Die Gewässerschutzverordnung (GSchV 2011) legt für die Einleitung von kommunalem Abwasser in Gewässer eine Reinigungsleistung von 85 % für gelöste organische Kohlenstoffe fest. Angewendet auf eine jährliche Zulaufmenge von 490 000 Tonnen CSB ergibt dies einen kritischen Fluss von rund 74 000 Tonnen CSB pro Jahr.

Kritischer Fluss

10.4.4 Ökofaktoren für BSB, CSB, DOC und TOC

Da all diese Faktoren das Gleiche – den organischen Kohlenstoff – messen, muss auf die Vermeidung von Doppelzählungen geachtet werden. Vorzugsweise wird nur der CSB bewertet, für den der Ökofaktor direkt aus aktuellem und kritischem Fluss hergeleitet wurde. In Sachbilanzen fehlende CSB-Werte können dann mit den in Teil 3, Kap. 10.4.1 beschriebenen Faustregeln aus den anderen Messwerten hergeleitet werden.

Tab. 42 > Ökofaktor für CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) in UBP/g CSB

Mit den groben Faustregeln $BSB \approx CSB$, $CSB \approx 3 DOC$ und $DOC \approx TOC$ können die Ökofaktoren für BSB, DOC und TOC berechnet werden, wenn keine Sachbilanzdaten für CSB vorliegen – siehe auch Text bezüglich Doppelzählungen.

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (t CSB/a)	37 002	B	Abflussfrachten gesamte Schweiz (VSA 2011)	47 700
Aktueller Fluss (t CSB/a)	37 002	B	Abflussfrachten gesamte Schweiz (VSA 2011)	47 700
Kritischer Fluss (t CSB/a)	73 527	b	Abgeleitet aus GSchV 2011	144 000
Gewichtungsfaktor (-)	0.25			0.11
Ökofaktor (UBP/g CSB)	6.8			2.30
Ökofaktor (UBP/g BSB)	6.8		Grobe Näherung: $BSB \approx CSB$	2.30
Ökofaktor (UBP/g DOC)	21		Abgeleitet aus dem Ökofaktor für CSB mit $CSB \approx 3 DOC$	6.90
Ökofaktor (UBP/g TOC)	21		Grobe Näherung: $CSB \approx 3 DOC \approx 3 TOC$	6.90

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Im Vergleich zur Situation von 2006 ergibt sich ein höherer Ökofaktor. Erstmals konnte auf schweizweite Erhebungen zurück gegriffen werden. Sowohl der aktuelle Fluss als insbesondere auch der kritische Fluss sind deutlich tiefer als bisher ermittelt.

Die Gewichtung von spezifischen Wirkungen bioakkumulativer, persistenter Substanzen ist mit dem Ökofaktor für CSB nicht möglich. Diese Substanzen werden separat bewertet (siehe Teil 3, Kap. 10.14).

10.5 Schwermetalle und Arsen

10.5.1 Ökologische Wirkung

Schwermetalle und Arsen schädigen das Ökosystem Wasser indem sie sich in Organismen anreichern und Wachstumshemmungen und Stoffwechselstörungen verursachen können. Über die Nahrungskette erreichen sie weite Verbreitung.

Zink und Kupfer stammen unter anderem aus der Dachentwässerung und der Verwendung entsprechender Rohre bei der Trinkwasserversorgung. Zink stammt zudem aus Pneumabrieb und gelangt über die Strassenabschwemmung in die Gewässer. Kupfer wird auch als Fungizid im Weinbau eingesetzt und als Futterzusatz in der Schweinezucht verwendet.

Cadmium ist Bestandteil von Phosphordüngern und Pestiziden. Daher ist auch die Landwirtschaft eine Schwermetallquelle. Chrom stammt vor allem aus der Korrosion von Chromstahlprodukten. Durch den Rückgang bei der Verwendung von verbleitem Benzin und der Sanierung von industriellen Abwassereinleitungen überwiegen zwischenzeitlich die diffusen Schwermetallquellen (BUWAL 2002a).

Arsen ist kanzerogen für den Menschen (IARC Gruppe 1). Durch chronische Exposition über das Trinkwasser werden insbesondere Haut- und Blasenkrebs, aber auch andere Krebsformen, durch Arsen gefördert (IARC 1987). Arsen entsteht als Nebenprodukt in der Metallgewinnung, wird aber auch in industriellen Prozessen verwendet (z. B. Glasherstellung oder als Galliumarsenid in elektronischen Geräten). In gewissen Ländern (z. B. Bangladesch und Vietnam) können bereits die natürlichen Quellen zu gesundheitsschädlichen Konzentrationen im Trinkwasser führen (Lippmann 2000).

10.5.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Die gesamte in die schweizerischen Oberflächengewässer eingetragene Fracht an Schwermetallen lässt sich mit den im Rhein gemessenen Konzentrationswerten hochrechnen.

In Weil am Rhein werden einerseits Schwermetall-Konzentrationen im Wasser gemäss NADUF-Vorgaben (BAFU 2011a) und andererseits die Schwermetallgehalte der Schwebstoffphase gemäss Rheinschutzkommission (AUE 2009) bestimmt. Für die Bestimmung der Normierung wird auf die Werte aus NADUF zurückgegriffen, da diese Werte auch den gelösten Anteil umfassen. Um die zum Teil starken Konzentrationschwankungen zwischen einzelnen Jahren auszugleichen und repräsentativere Werte zu erhalten, wird jeweils der Mittelwert der Jahre 2006 bis 2009 verwendet (Tab. 43).

Folgende Faktoren könnten eine Abweichung der realen Verhältnisse zum hochgerechneten Fluss begründen:

- > Die Gesamtkonzentration an Schwermetallen steigt mit der Konzentration an Schwebestoffen, da sich die Metalle dort anreichern. In der Rhone, die vergleichs-

weise hohe Partikelkonzentrationen aufweist, dürften die Konzentrationen an Schwermetallen daher über denjenigen im Rhein liegen.

- > Die Schwermetalle erfahren zwischen dem Eintrag ins Gewässer und der Messung in Basel teilweise einen Austausch mit dem Sediment. Je nach Konzentrationsverhältnissen im Fluss und im Sediment werden Netto Schwermetalle gelöst oder abgelagert.

Tab. 43 > Berechnung des Normierungsflusses für Schwermetalle aus den NADUF-Konzentrationsmessungen (Mittelwert der Jahre 2006 bis 2009) an der Messtation Weil am Rhein

	Mittlere Fracht im Rhein (g/s)	Normierungsfluss (t/a)
Arsen (As)	0.231*	10.7*
Blei (Pb)	0.590	27.4
Cadmium (Cd)	0.014	0.66
Chrom (Cr)	0.485	22.6
Kupfer (Cu)	1.74	81.1
Nickel (Ni)	1.34	62.4
Quecksilber (Hg)	0.004	0.20
Zink (Zn)	2.65	123

* Werte für Arsen berechnet aus IKS (2004) Konzentrationsmessung in Schwebstoffen und der Annahme von 17.5 kg Schwebstoffe/s Mittelwert 2006 bis 2009 aus NADUF

10.5.3 Gewichtung

In der Gewässerschutzverordnung (GSchV 2011) sind sieben umweltrelevante Schwermetalle aufgeführt. Es sind dies Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd), Blei (Pb), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Zink (Zn) und Nickel (Ni). In der GSchV werden einerseits Qualitätsanforderungen für Fließgewässer in Form von Anforderungs- und Richtwerten und andererseits auch für die Einleitung von Abwässern in Kanalisation und Gewässer festgelegt.

Gewichtungsfaktor

Im Jahr 2003 trat zudem das 1999 erneuerte «Übereinkommen zum Schutz des Rheins», welches auch die Schweiz mitunterzeichnet hat, in Kraft (IKSR 1999). Die IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) legt ebenso wie die GSchV Gewässerqualitätsziele in Form von Konzentrations-Anforderungswerten – u. a. auch für Schwermetalle – fest.

Das Verhältnis der Schwermetallgehalte in den Schwebstoffen zu dessen Zielwerten gemäss AUE (2009) ist deutlich höher als das Verhältnis der Gesamtkonzentration der Schwermetalle im Wasser zu den Anforderungswerten gemäss Gewässerschutzverordnung. Für die Gewichtung werden deshalb die strengeren Ziele und somit höheren Ökofaktoren gemäss IKSR verwendet. Für den Gewichtungsfaktor werden direkt die Konzentrationen in den Schwebstoffen (statt der Flüsse) zueinander ins Verhältnis gesetzt (Tab. 44). Die Daten zu den aktuellen Konzentrationen stammen aus den RÜS-Jahresberichten (AUE 2007, 2008, 2009), welche die aktuellsten Daten ausweisen.

Tab. 44 > Gewichtungsfaktoren für Schwermetalle berechnet aus aktueller und kritischer Konzentration

	Aktuelle Konzentration (Messwert) (mg/kg Schwebstoffe)	Kritische Konzentration (Zielwert) (mg/kg Schwebstoffe)	Gewichtung (-)
Arsen (As)	13.2	40	0.11
Blei (Pb)	33.8	100	0.11
Cadmium (Cd)	0.41	1.00	0.17
Chrom (Cr)	53.1	100	0.28
Kupfer (Cu)	51.2	50	1.05
Nickel (Ni)	42.3	50	0.72
Quecksilber (Hg)	0.21	1	0.17
Zink (Zn)	176	200	0.77

Quelle: (AUE 2007, 2008, 2009) (AUE 2009)

10.5.4 Ökofaktoren für Schwermetalle und Arsen in Oberflächengewässer

Tab. 45 > Ökofaktoren für Schwermetalle in Oberflächengewässer in UBP/g des entsprechenden Schwermetalls

	Normierung (t/a)	Q	aktuelle Konz. (mg/kg)	Q	kritische Konz. (mg/kg)	Q	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)
Arsen (As)	10.7	B	13.2	A	40	a	0.109	10 000	8 000
Blei (Pb)	27.4	B	33.8	A	100	a	0.11	4 200	4 400
Cadmium (Cd)	0.66	B	0.41	A	1.00	a	0.17	250 000	290 000
Chrom (Cr)	22.6	B	53.1	A	100	a	0.28	12 000	7 600
Kupfer (Cu)	81.1	B	51.2	A	50	a	1.05	13 000	14 000
Nickel (Ni)	62.4	B	42.3	A	50	a	0.72	11 000	6 800
Quecksilber (Hg)	0.20	B	0.21	A	0.50	a	0.17	860 000	880 000
Zink (Zn)	123	B	176	A	200	a	0.77	6 200	5 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Die Anforderungswerte der GSchV haben seit ihrer Verwendung in Brand et al. (1998) nicht geändert, wodurch mehr oder weniger gleichbleibende Ökofaktoren resultiert hätten. Die Herleitung über das Schutzgut Ökosystem Rhein und Rheinwasser (Zielwert IKSR) führt zu einem höheren Ökofaktor als die Herleitung über das Schutzgut Ökosystem Fließgewässer (Anforderungswerte für die Wasserqualität gemäss GSchV). Durch die Verwendung der strengeren Zielwerte aus der Rheinschutzkommission wird der politischen Entwicklung Rechnung getragen. Die resultierenden Ökofaktoren sind ähnlich hoch wie diejenigen von 2006. Einzig die Ökofaktoren von Chrom und Nickel sind gegenüber den Ökofaktoren 2006 deutlich höher.

10.6 Radioaktive Emissionen in Binnengewässer

10.6.1 Einführung

Bislang wurde bei der Methode der ökologischen Knappheit darauf verzichtet, die radioaktiven Emissionen in Flüsse zu bewerten, da die Kernkraftwerke und Spitäler in der Schweiz Mengen emittieren, die deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte liegen. Durch die fehlende Bewertung der radioaktiven Emissionen in Flüsse wird das System unvollständig abgebildet. Aus diesem Grund werden diese Emissionen nun der Bewertung zugeführt.

10.6.2 Ökologische Wirkung

Radioaktive Strahlung transferiert Energie in das menschliche Gewebe und kann dabei mit der Struktur der Moleküle interferieren. Dies kann in lebenden Organismen die Zellfunktionen stören oder zerstören (somatische Effekte, das heisst, tödliche oder nicht-tödliche Krebserkrankung). Oder es kann den genetischen Code der Zellen verändern (mutagene Effekte).

Die Charakterisierungsfaktoren tragen diesen beiden Effekten Rechnung. Die Wirkung radioaktiver Strahlung auf Ökosysteme bleibt hier unberücksichtigt. Ebenfalls unberücksichtigt bleiben die potenziellen Auswirkungen einer unfallbedingter Freisetzung grosser Mengen radioaktiver Substanzen.

10.6.3 Charakterisierung

Die Umweltwirkung der Emission radioaktiver Elemente wird gemäss ihrer krebserregenden Wirkung auf den Menschen charakterisiert. Auswirkungen auf Ökosysteme werden nicht berücksichtigt. Als Referenzsubstanz dient Uran-235. In Tab. 46 sind die Charakterisierungsfaktoren gemäss Frischknecht et al. (2000) aufgelistet.

Tab. 46 > Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Emissionen in Flüsse, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement U-235

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq U-235-eq./kBq)
Silver-110m	Ag-110m	0.22
Cobalt-58	Co-58	0.018
Cobalt-60	Co-60	20
Cesium-134	Cs-134	6.1
Cesium-137	Cs-137	74
Tritium	H-3	$1.91 \cdot 10^{-4}$
Iodine-131	I-131	0.22
Manganese-54	Mn-54	0.13
Radon-226	Ra-226	0.056
Antimony-124	Sb-124	0.36
Uranium-234	U-234	1.04
Uranium-235	U-235	1.0
Uranium-238	U-238	1.0

10.6.4 Normierung

Angaben zu den Emissionen von radioaktiven Substanzen aus Kernanlagen und Spitälern werden vom Bundesamt für Gesundheit und dem Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorat gemacht (ENSI 2010, BAG 2010). Die Charakterisierung der entsprechenden Nuklide gemäss Teil 3, Kapitel 10.6.2 ergibt für das Jahr 2009 eine totale Emissionsmenge von 0.29 TBq U-235-eq. Im vorliegenden Fall der radioaktiven Emissionen in Flüsse entspricht der aktuelle Fluss dem Normierungsfluss.

10.6.5 Gewichtung

Die tatsächlichen Emissionen aus Schweizer Kernanlagen und Spitälern betrug im Jahr 2009 0.29 TBq U-235-eq. Dokumentiert sind diese Flüsse in ENSI (2010) und BAG (2010).

Aktueller Fluss

Die Emissionslimiten radioaktiver Substanzen aus Schweizer Kernanlagen und Spitälern sind einerseits festgelegt für die einzelnen Anlagen, andererseits werden sie unterschieden nach Tritium und dem Nuklidgemisch ohne Tritium für die Kernanlagen und Iod-131 für die Spitälern. Die Abgabelimiten entsprechen der Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Für Kernkraftwerke ist die Limite so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung unter 0.3 mSv/Jahr liegt. Für das Zentrale Zwischenlager in Würenlingen (ZZL) liegt die entsprechende Grenze für die Jahresdosis bei 0.05 Sv/Jahr und für das Paul Scherrer Institut (PSI) bei 0.15 Sv/Jahr (ENSI 2010). Das Abwasser aus Spitälern darf die Aktivitätskonzentration von 1/50 der Freigrenze von Iod-131 im Wochenmittel nicht überschreiben (BAG 2010). Mittels Charakterisierung und Zusammenfassung aller Anlagen werden die Limiten zu einem einzigen Wert zusammengefasst. Dies ergibt einen charakterisierten kritischen Fluss von 36 TBq U-235-eq. pro Jahr.

Kritischer Fluss

10.6.6 **Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Oberflächengewässer**

Tab. 47 > Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Flüsse in UBP/MBq U235-eq

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (TBq U235-eq/a)	0.289	A	Emissionen der Kernanlagen der Schweiz	
Aktueller Fluss (TBq U235-eq/a)	0.289	A	(BAG 2010, ENSI 2010)	
Kritischer Fluss (TBq U235-eq/a)	36.14	a	(BAG 2010, ENSI 2010)	
Gewichtungsfaktor (-)	6.37*10 ⁻⁵			
Ökofaktor (UBP/MBq U235-eq)	220			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor für radioaktive Emissionen wird neu eingeführt.

10.6.7 **Ökofaktoren für einzelne Isotope**

Mithilfe der in Teil 3, Kapitel 10.6.2 beschriebenen Charakterisierung können Ökofaktoren für ausgewählte Isotope berechnet werden. Diese sind in Tab. 48 aufgelistet. Sie gelten für den Eintrag dieser Substanzen in Flüsse. Aufgrund der Herleitungsweise dürfen die Ökofaktoren für Einträge in andere Kompartimente nicht verwendet werden.

Tab. 48 > Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in Flüsse, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq U-235-eq./kBq)	Ökofaktor 2013 (UBP/MBq)
Silver-110m	Ag-110m	0.22	48
Cobalt-58	Co-58	0.018	4.0
Cobalt-60	Co-60	20	4 200
Cesium-134	Cs-134	6.1	14 000
Cesium-137	Cs-137	74	17 000
Tritium	H-3	1.91*10 ⁻⁴	0.042
Iodine-131	I-131	0.22	48
Manganese-54	Mn-54	0.13	30
Radon-226	Ra-226	0.056	13
Antimony-124	Sb-124	0.36	78
Uranium-234	U-234	1.04	230
Uranium-235	U-235	1.0	220
Uranium-238	U-238	1.0	220
Radioactive species, nuclides, unspecified	*	13	2 800
Radioactive species, alpha-emitters	*	0.014	30

* Erklärung siehe Teil 3, Kapitel 10.6.8

10.6.8 **Anwendungsanweisung betreffend ecoinvent Datenbestand v2.2**

Im aktuellen ecoinvent Datenbestand v2.2 werden die Emissionen einzelner Nuklide summarisch angegeben. Die Zusammensetzung des Gemischs «radioactive species,

nuclides, unspecified» wird im ecoinvent-Bericht spezifiziert (Dones 2007, S. 209). Das Gemisch «radioactive species, alpha-emitters» umfasst die Emissionen von Alpha-Emittern aus Kernkraftwerken. Auf Basis verfügbarer Informationen zu den radioaktiven Emissionen aus Europäischen Kernkraftwerken (Van der Stricht & Janssens 2010) wird die Zusammensetzung dieser Gemische bestimmt.

Die Charakterisierung und die Ökofaktoren für die Summenparameter wurden auf der Basis der Ökofaktoren der emittierten Einzelnuklide gemittelt. Die resultierenden Ökofaktoren der Gemische sind konservativ, da nicht für alle Einzelnuklide eine Charakterisierung vorliegt. Dies betrifft vor allem das Gemisch der Alpha-Emitter.

10.7 Radioaktive Emissionen in Meere

10.7.1 Einführung

Der Grund weshalb radioaktive Emissionen in die Meere einer Bewertung zugeführt werden, liegt in den Vereinbarungen der OSPAR zum Schutze der Nordsee. Die Mitgliedstaaten der OSPAR haben sich darauf geeinigt, die Einträge radioaktiver Substanzen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen in die Irische und die Nordsee deutlich zu verringern.

Damit wird ein Ökofaktor auf Basis von im Ausland stattfindenden Emissionen hergeleitet. Die Reduktionsziele basieren auf internationalen, von der Schweiz mitgetragenen Vereinbarungen. (Ein ähnliches Vorgehen wird in Teil 3, Kap. 13.6 im Bereich der Süsswassernutzung in ariden Ländern angewandt.)

Das seit 1. Juli 2006 geltende Moratorium für die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente hat auf die hier formulierte Knappheit keinen Einfluss. Es ist eine spezielle Situation, die von befristeter Dauer ist. Das Wegfallen der Wiederaufarbeitung und der damit verbundenen Emissionen radioaktiver Elemente in die Meere wird sich jedoch auf künftige Sachbilanzen der Stromerzeugung in Schweizer Kernkraftwerken auswirken. Allerdings bleiben die Sachbilanzen beispielsweise der französischen Kernenergie davon unbeeinflusst, entsprechend der dortigen Entsorgungsstrategie für abgebrannte Brennelemente. Die Emissionen der französischen Kernenergie bleiben wegen der Stromimporte auch für die Schweiz relevant.

10.7.2 Ökologische Wirkung

Radioaktive Strahlung transferiert Energie in das menschliche Gewebe und kann dabei mit der Struktur der Moleküle interferieren. Dies kann in lebenden Organismen die Zellfunktionen stören oder zerstören (somatische Effekte, das heisst, tödliche oder nicht-tödliche Krebserkrankung). Oder es kann den genetischen Code der Zellen verändern (mutagene Effekte).

Die Charakterisierungsfaktoren tragen diesen beiden Effekten Rechnung. Die Wirkung radioaktiver Strahlung auf Ökosysteme bleibt hier unberücksichtigt. Ebenfalls unbe-

rücksichtigt bleiben die potenziellen Auswirkungen unfallbedingter Freisetzung grosser Mengen radioaktiver Substanzen.

10.7.3 Charakterisierung

Die Umweltwirkung der Emission radioaktiver Elemente wird gemäss ihrer krebserregenden Wirkung auf den Menschen charakterisiert. Auswirkungen auf Ökosysteme werden nicht berücksichtigt. Im Rahmen der OSPAR wurden Reduktionsziele für die Einleitungen in die Irische See und die Nordsee definiert. Deshalb interessieren hier die Charakterisierungswerte der Schadstoffeinträge in Meere. Als Referenzsubstanz wird Kohlenstoff-14 gewählt. Die Charakterisierungsfaktoren werden auf der Grundlage von Frischknecht et al. (2000) ermittelt und sind in Tab. 49 aufgelistet.

Tab. 49 > Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Einleitungen in Meere, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement C-14

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq C-14-eq. /kBq)
Americum-241	Am-241	25.8
Carbon-14	C-14	1.00
Curium-alpha	Cm alpha	47.5
Cobalt-60	Co-60	0.325
Cesium-134	Cs-134	0.066
Cesium-137	Cs-137	0.066
Tritium	H-3	5.75*10 ⁻⁵
Iodine-129	I-129	83.3
Plutonium-alpha	Pu alpha	6.17
Ruthenium-106	Ru-106	0.117
Antimony-125	Sb-125	0.0125
Strontium-90	Sr-90	0.0033
Uranium-234	U-234	0.0192
Uranium-235	U-235	0.0208
Uranium-238	U-238	0.0192

10.7.4 Normierung

Die jährlichen Emissionen aufgeschlüsselt nach Isotopen sind in OSPAR Commission (2008b, 2009b, 2010, 2011) dokumentiert. Die dort aufgeführten Radionuklide werden mit den Charakterisierungsfaktoren gemäss Tab. 49 Kapitel 10.7.3 charakterisiert. Die charakterisierte Emissionsmenge beträgt im Durchschnitt der Jahre 2006 bis 2009 130 TBq C-14-eq./a.

Der Schweizer Anteil an der Europäischen Stromproduktion aus Kernkraftwerken beträgt rund 2.9% (Itten et al. 2012). Dieser Anteil wird für die Normierung verwendet, was in einem Normierungswert von 3.9 TBq C-14-eq./a resultiert.

In den beiden Wiederaufarbeitungsanlagen von La Hague und Sellafield werden jährlich rund 2500 Tonnen abgebrannte Brennstäbe wiederaufgearbeitet (Select Committee

on Science and Technology 1999). Da die OSPAR das Ziel absolut definiert, ist die Menge abgebrannter Brennstäbe nicht berechnungsrelevant.

10.7.5 Gewichtung

Die OSPAR Zielsetzung ist für alpha- und beta-Emitter getrennt festgelegt (siehe nächster Abschnitt). Diese beiden Teilziele werden hier mittels Charakterisierung zu einem einzigen Ziel zusammengefasst. Da die französische Anlage in La Hague keine quantitativen Ziele angibt, wird angenommen, dass das Ziel der Sellafield-Anlage auch für die französische Anlage gültig ist. Für die Bestimmung des Gewichtungsfaktors genügt es unter dieser Annahme, die Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlage in Sellafield zu betrachten.

Aktueller Fluss

Die Emissionen der Anlage in Sellafield schwanken von Jahr zu Jahr mit einer sinkenden Tendenz (siehe OSPAR Commission 2008b, 2009b, 2010, 2011). Um Zufallswerte auszuschließen, wird ein gleitendes Mittel über vier Jahre (2006–2009) verwendet. Dieser Vierjahresmittelwert der heutigen Emissionen in Sellafield beträgt 26 TBq C14-eq (1.9 TBq C14-eq alpha- und 24.2 TBq C14-eq beta-Emitter).

Die OSPAR decision 2000 hat zum Ziel, die Verschmutzung der Nordsee durch ionisierende Strahlung zu verhindern, indem substantielle Reduktionen von Entsorgung, Emission und Verlust radioaktiver Substanzen angestrebt werden. Ziel ist es, die Konzentrationen in den Meeren bei natürlichen Isotopen auf das Niveau der Hintergrundbelastung und bei künstlichen Isotopen praktisch auf Null zu senken (OSPAR Convention 2000).

Kritischer Fluss

Diese allgemeine Anforderung wurde im Progress Report konkretisiert (OSPAR Convention 2003, p. 15). Während für Frankreich keine konkreten Zielvorgaben gemacht werden, sind die Emissionsziele der britischen Anlage summarisch quantifiziert. Bis im Jahr 2020 sollen die Emissionen von alpha-Emittern auf 0.2 TBq pro Jahr, und die beta-Emitter auf 50 TBq pro Jahr reduziert werden (OSPAR Convention 2003). Dies entspricht einer charakterisierten Emissionsmenge von total 47 TBq C14-eq (2.3 TBq C14-eq alpha- und 44.3 TBq C14-eq beta-Emitter).

10.7.6 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere

Tab. 50 > Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere in UBP/kBq C14-eq

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (TBq C14-eq/a)	3.85	C		2.00
Aktueller Fluss (TBq C14-eq/a)	26.0	B	Vierjahresmittel (2006–09) der Emissionen an beta-Emittern aus der Anlage in Sellafield	96.0
Kritischer Fluss (TBq C14-eq/a)	46.6	b	Charakterisiertes Emissionsziel 2020 der Anlage in Sellafield (OSPAR Convention 2003)	64.1
Gewichtungsfaktor (-)	0.31			2.24
Ökofaktor (UBP/kBq C14-eq)	81			1 100 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor für radioaktive Emissionen ist bedeutend kleiner als in der Fassung von 2006. Dies beruht auf einer deutlichen Reduktion der radioaktiven Emissionen ins Meer, die nun deutlich unter dem Emissionsziel (kritischer Fluss) liegen.

10.7.7 Ökofaktoren für einzelne Isotope

Mithilfe der in Teil 3, Kapitel 10.7.3 beschriebenen Charakterisierung können Ökofaktoren für ausgewählte Isotope berechnet werden. Diese sind in Tab. 51 aufgelistet. Sie gelten für den Eintrag dieser Substanzen in Meere. Aufgrund der Herleitungsweise sollten die Ökofaktoren für Einträge in andere Gewässer nicht verwendet werden.

Tab. 51 > Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in Meere, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq C-14-eq./kBq)	Ökofaktor 2013 (UBP/kBq)
Americum-241	Am-241	25.8	2100
Carbon-14	C-14	1	81
Curium-alpha	Cm alpha	47.5	3900
Cobalt-60	Co-60	0.325	26
Cesium-134	Cs-134	0.066	5
Cesium-137	Cs-137	0.066	5
Tritium	H-3	5.75*10 ⁻⁵	0.005
Iodine-129	I-129	83.3	6800
Plutonium-alpha	Pu alpha	6.17	500
Ruthenium-106	Ru-106	0.117	10
Antimony-125	Sb-125	0.0125	1
Strontium-90	Sr-90	0.0033	0.3
Uranium-234	U-234	0.0192	2
Uranium-235	U-235	0.0208	2
Uranium-238	U-238	0.0192	2
Actinides, radioactive, unspecified	*	10.25	830
Radioactive species, Nuclides, unspecified	*	4.06	330

* Erklärung siehe Teil 3, Kap. 10.7.8

10.7.8 Anwendungsanweisung betreffend ecoinvent Datenbestand v2.2

Im aktuellen ecoinvent Datenbestand v2.2 werden die Emissionen radioaktiver Isotope mit Ausnahme von Tritium, Cäsium-134 und 137 und Strontium-90 nur summarisch angegeben. Die Alpha-Emitter (Am-241, Cm-alpha, Pu-alpha und Uranium) werden unter «Actinides, radioactive, unspecified» zusammengefasst. Cobalt, Cesium, Antimony, Strontium und weitere Isotope bilden das Gemisch «Radioactive species, Nuclides, unspecified».

Innerhalb dieser beiden Gruppen sind Isotope sehr unterschiedlicher Wirkung aggregiert. Die Ökofaktoren für die beiden genannten Summenparameter wurden auf der Basis der Ökofaktoren der emittierten Isotope gemittelt, wobei die einzelnen Ökofakto-

ren mit den jeweiligen Dreijahresmittelwerten der Emissionen in Sellafield plus La Hague gewichtet wurden.

Bei den Aktiniden prägt das Plutonium den Ökofaktor, bei den übrigen Substanzen ist das Emissionsverhältnis von Iod-129 zu den weiteren Isotopen für die Höhe des durchschnittlichen Ökofaktors entscheidend.

10.8 Ölemissionen ins Meer

10.8.1 Ökologische Wirkung

Durch die Havarie einer Förderplattform im Golf von Mexiko im Jahr 2010 und die damit verbundene Ölpest wurde das Thema Meeresverschmutzung durch Rohöl wieder aktuell. Aber auch im sogenannten Normalbetrieb emittieren Offshore-Plattformen der Öl- und Gasindustrie sowie Tankschiffe Öl ins Meer.

Im Meer verklebt das Öl das Gefieder von Seevögeln und das Fell von Säugern. Die Tiere können ertrinken und erfrieren. Es verklebt Korallen, Pflanzen (Blätter und Wurzeln) und die Kiemen von Fischen. Die Photosynthese wird gehemmt oder unterbunden und Fische ersticken. Wird Öl verschluckt, eingeatmet oder filtriert (Muscheln, Garnelen) ist es akut toxisch. Einzelne Öl-Bestandteile können auch beim Menschen allergische Reaktionen (Ausschlag, Brennen) auslösen, wenn sie auf die Haut gelangen. Flüchtige Komponenten (Benzol, Toluol etc.) können Augen- und Atemwegreizungen bewirken sowie beim Einatmen zu Übelkeit und Kopfweh führen. Fettliebende Komponenten reichern sich in der Nahrungskette an und können z. B. über den Verzehr von Fischen vom Menschen aufgenommen werden (Kienle & Bryner 2010).

10.8.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der Normierungsfluss setzt sich zusammen aus den Ölemissionen der Offshore-Plattformen, der Hochseetanker und anderen Quellen (meeresnahe Raffinerien, Sportboote. etc). Dabei werden sowohl die betrieblichen wie auch teilweise die Emissionen von unvorhersehbaren Ereignissen berücksichtigt.

Die OSPAR Kommission (OSPAR Commission 2009a) berichtet in regelmässigen Abständen über Ölemissionen von Offshore-Plattformen in den Nordost-Atlantik. Im Jahr 2007 wurden insgesamt 10000 Tonnen Öl emittiert. Über die umgesetzte Gütermenge an den Häfen der OSPAR Region (ca. 2.6 Mrd. Tonnen (EUROSTAT 2011) und weltweite Ölemissionen der Schifftransporte gemäss GESAMP (2007) wird eine Ölfracht von 152000 Tonnen Öl abgeschätzt. Aus «weiteren Quellen» werden in der OSPAR Region 56000 Tonnen Öl emittiert (GESAMP 2007). Dies resultiert in total knapp 220000 Tonnen Öl, welche in der OSPAR Region durch unterschiedliche Quellen emittiert werden. Tab. 52 zeigt die von OSPAR Mitgliedern verursachten Ölemissionen.

Der Anteil der Schweiz am Erdölbedarf aller OSPAR Mitglieder beträgt 3%. Damit beträgt der Normierungsfluss 6200 Tonnen.

Tab. 52 > Abschätzung der Ölemissionen aller OSPAR Mitglieder ins Meer. Angaben in Tonnen pro Jahr

	Ölemissionen (t/a)	Bemerkungen
Offshore-Plattformen	10 053	(OSPAR Commission 2009a)
Schiffe	152 180	GESAMP (2007) und EUROSTAT (2011)
Weitere Quellen (küstennahe Raffinerien, Sportboote, etc.)	55 900	(GESAMP 2007)
Total	218 133	

10.8.3 Gewichtung

Der aktuelle Fluss beläuft sich für das Jahr 2007 auf rund 9600 Tonnen (OSPAR Commission 2009a). Dieser Wert bezieht sich wie das Ziel (siehe unten) auf die Ölemissionen aus produziertem Wasser, welches beim Fördern von Rohöl auf Offshoreplattformen ins Meer geleitet wird.

Aktueller Fluss

Die Schweiz ist Vertragspartei der OSPAR Kommission und unterstützt damit deren Beschlüsse, Empfehlungen und Abkommen. Die OSPAR hat sich zum Ziel gesetzt, die Ölemissionen aus produziertem Wasser gegenüber den Emissionen im Jahr 2000 um 15 % zu reduzieren (OSPAR Convention 2001). Aus OSPAR Commission (2003) wird berechnet, dass sich die Ölemissionen aus produziertem Wasser im Jahr 2000 auf 8700 Tonnen beliefen. Eine Reduktion um 15 % bedeutet somit eine zulässige Jahresfracht von 7400 Tonnen Öl.

Kritischer Fluss

10.8.4 Ökofaktor für Ölemissionen ins Meer

Der Ökofaktor für Ölemissionen ins Meer wird in der vorliegenden Version der Methode der ökologischen Knappheit neu eingeführt. Tab. 53 zeigt den resultierenden Ökofaktor.

Tab. 53 > Ökofaktor für Ölemissionen ins Meer in UB/g Öl

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (t Öl/a)	6210	B	Emissionen aus Offshore Plattformen, Schiffen und weiteren Quellen bezogen auf die Schweiz	
Aktueller Fluss (t Öl/a)	9596	A	Emissionen mittels produziertem Wasser aller OSPAR-Staaten	
Kritischer Fluss (t Öl/a)	7403	a	Reduktion der Ölemissionen im produzierten Wasser um 15 % im Vergleich zum Jahr 2000 (8709 Tonnen)	
Gewichtungsfaktor (-)	1.68			
Ökofaktor (UBP/g Öl)	270			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Dieser Ökofaktor wird auf alle Ölemissionen ins Meer angewendet. Er sollte jedoch aufgrund der Herleitung nicht für Ölemissionen in andere Gewässer (Seen, Flüsse, etc.) verwendet werden.

10.9 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)

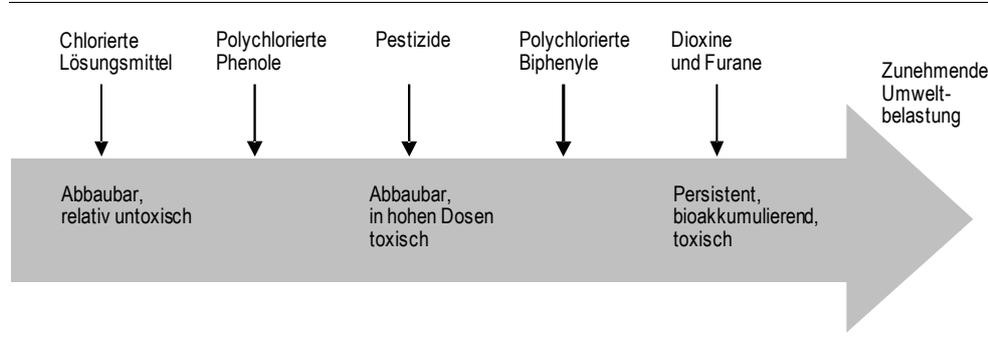
10.9.1 Ökologische Wirkung

Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX, englisch adsorbable organic halogenated compounds) sind Stoffe anthropogenen und natürlichen Ursprungs wie chlorierte nicht aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. Chloroform), chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Biphenyle (PCB) sowie gewisse Pestizide.

Die Toxizität und Umweltwirkung der unter AOX zusammengefassten Verbindungen ist sehr unterschiedlich. Ein wichtiges Kriterium für die Toxizität ist die Fähigkeit der Substanz, sich im Organismus anzureichern. Dies ist für fettlösliche Substanzen möglich. Je höher chloriert, umso toxischer sind die Substanzen, da sie fettlöslich und somit bioverfügbar sind. Aus diesem Grund wird der Ökofaktor im Folgenden in Bezug auf das Chlor festgelegt, womit sich der Ökofaktor einer Substanz proportional zu der Anzahl Chloratomen erhöht.

In Tab. 54 ist eine grobe Einteilung der AOX gemäss ihren Umweltwirkungen dargestellt.

Tab. 54 > Grobe Einteilung verschiedener AOX gemäss ihren Umweltwirkungen



Die AOX-Belastung der Oberflächengewässer in der Schweiz ist in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen und hat bezüglich Gewässerschutz stark an Bedeutung verloren. Auch in der internationalen Rheinschutzkommission wird AOX nicht mehr als Parameter auf der Rheinstoffliste geführt. Zudem ist die Bildung eines Ökofaktors für AOX ein Kompromiss. Die Gewichtung stark unterschiedlich toxischer Substanzen mit einem gemeinsamen Ökofaktor kann zu falschen Aussagen hinsichtlich der Umweltbelastung führen. Trotzdem wird für AOX ein Ökofaktor hergeleitet, da einerseits Ökoinventare diesen Wert oft noch enthalten und andererseits eine Aufteilung der AOX in verschiedene, in sich homogene Substanzklassen oder sogar Einzelstoffe nur bedingt praktikabel ist. Nachstehend wird einzig für Chloroform und persistente organische Schadstoffe ein separater Ökofaktor hergeleitet (Teil 3, Kap. 10.10 und Kap. 10.14). Auch da ist die Belastung wegen Verwendungsverboten zwischenzeitlich deutlich zurückgegangen.

10.9.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Messungen bei der Rheinüberwachungsstation in Weil am Rhein (AUE 2009) weisen AOX-Konzentrationen zwischen 3.9 und 6.7 µg Cl⁻/l mit einem Mittelwert von 5.2 µg Cl⁻/l aus. Die im AOX-Summenparameter zusammengefassten Substanzen werden in stark unterschiedlichem Ausmass abgebaut. Eine Hochrechnung der gemessenen Konzentrationen auf die gesamtschweizerischen Frachten¹⁷ ergibt als untere Grenze für die gemessenen Frachten 250 t Cl⁻/a.

10.9.3 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht demjenigen der Normierung, da sich das Reduktionsziel ebenfalls auf die Gesamtschweiz bezieht.

Aktueller Fluss

Die Gewässerschutzverordnung (GSchV 2011) enthält verschiedene Bestimmungen zu AOX. So steht, dass für die Trinkwassernutzung im Grundwasser ein Anforderungswert von 10 µg/l gilt. Hingegen existiert in der Schweiz kein Qualitätsziel für die AOX-Konzentration in den Oberflächengewässern.

Kritischer Fluss

Ein Zielwert für Oberflächengewässer wurde jedoch von der Internationalen Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR) auf 25 µg/l festgelegt (IAWR 2003). Dieses Ziel entspricht den Anforderungen der Trinkwasserversorgung. Dabei handelt es sich um eine Empfehlung, welche keinen rechtsverbindlichen Charakter besitzt. Nimmt man dieses Qualitätsziel als Basis für die grobe Abschätzung eines kritischen Flusses für AOX für die Schweiz, so ergibt sich ein kritischer AOX-Fluss von ca. 1200 t Cl⁻/a. Aufgrund des Abbauverhaltens handelt es sich hier ebenfalls um eine untere Grenze.

10.9.4 Ökofaktor für AOX

Tab. 55 > Ökofaktor für AOX in UBP/g Cl⁻

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (t AOX als Cl ⁻ /a)	249.6	B		288
Aktueller Fluss (t AOX als Cl ⁻ /a)	249.6	B	Berechnet aus Konzentrationsmessungen (AUE 2009)	288
Kritischer Fluss (t AOX als Cl ⁻ /a)	1200	a	Zielwert Oberflächengewässer (IAWR 2003)	1200
Gewichtungsfaktor (-)	0.043			0.058
Ökofaktor (UBP/g AOX als Cl ⁻)	170			200

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

AOX besteht aus verschiedenen Einzelsubstanzen, deren Umweltauswirkungen stark unterschiedlich sind. Der Ökofaktor bildet eine durchschnittliche Zusammensetzung ab. Es handelt sich deshalb um eine grobe Schätzung. Da AOX im Gewässerschutz nur noch eine untergeordnete Rolle spielt, ist eine exaktere Bestimmung dieses Summenpa-

¹⁷ Annahme für den gesamtschweizerischen Abfluss 48 Mia. m³/a

rameters nicht vordringlich. Für ökologisch bedeutsame Substanzen, die unter AOX fallen würden, sollte nach Möglichkeit ein spezifischer Ökofaktor hergeleitet werden. Persistente organische Substanzen die ebenfalls den AOX angehören werden im Kapitel über die POP (persistent organic pollutants, Teil 3, Kap. 10.14) einer Bewertung zugeführt.

10.9.5 Ökofaktor für einzelne chlorierte Substanzen

Für die im ecoinvent Datenbestand v2.2 enthaltenen individuellen AOX Substanzen wird ein Ökofaktor hergeleitet (Tab. 56). Je höher chloriert, umso toxischer sind die Substanzen, da sie fettlöslich und somit bioverfügbar sind. Aus diesem Grund wird der Charakterisierungsfaktor über die Anzahl Chloratome hergeleitet.

Tab. 56 > Ökofaktor für verschiedene chlorierte Substanzen in UBP/g Cl⁻

	CAS	Charakterisierung (kg Cl ⁻ /kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
AOX		1.0	170
Benzene, chloro-	C ₆ H ₅ Cl	000108-90-7	54
Chlorinated solvents, unspecified		1.0	170
Chloroform	CHCl ₃	000067-66-3	(150) ¹
Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	C ₂ H ₃ Cl ₃	000071-55-6	140
Ethane, 1,2-dichloro-	C ₂ H ₄ Cl ₂	000107-06-2	(120) ²
Ethane, hexachloro-	C ₂ Cl ₆	000067-72-1	150
Ethene, chloro-	CH ₂ CHCl	000075-01-4	97
Ethene, tetrachloro-	C ₂ Cl ₄	000127-18-4	(150) ²
Ethene, trichloro-	C ₂ HCl ₃	000079-01-6	140
Methane, dichloro-, HCC-30	CH ₂ Cl ₂	000075-09-2	140
Methane, tetrachloro-, CFC-10	CHCl ₂ F	000075-43-4	120

¹ Direkte Herleitung (siehe Teil 3, Kap. 10.10) resultiert in einem höheren Faktor

² Herleitung über POP (siehe Teil 3, Kap. 10.14) resultiert in höheren Faktoren

10.10 Chloroform

10.10.1 Ökologische Wirkung

Chloroform ist eine Substanz der AOX-Gruppe (siehe Teil 3, Kap. 10.9), die früher häufig zur chemischen Reinigung, als Lösungsmittel und als Desinfektionsmittel verwendet wurde. Die ChemRRV (2013) verbietet die Inverkehrbringung ebenso wie die Verwendung von Chloroform. Ausgenommen davon ist unter anderem die Verwendung in geschlossenen, industriellen Prozessen, wie z. B. zur Herstellung von FCKW-22. Bei der Chlorierung von z. B. Trinkwasser entsteht Chloroform als Nebenprodukt (EPA 2000, IARC 1999, Lippmann 2000).

In Tierversuchen hat sich Chloroform als kanzerogen herausgestellt, wobei dieser Effekt beim Menschen bis jetzt nicht genügend bestätigt werden konnte. Die IARC klassiert Chloroform in der Gruppe 2B (möglicherweise kanzerogen für Menschen, IARC 1999).

10.10.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Die gesamtschweizerische Fracht wird aus dem gesamtschweizerischen Abfluss (48 Mrd. m³) und der in Weil am Rhein gemessenen Konzentration (0.06 µg/l) gemäss AUE (2009) abgeschätzt. Die Fracht beläuft sich mit diesen Werten auf rund 2.9 t Chloroform/a.

10.10.3 Gewichtung

Der Gewichtungsfaktor wird aus der gemessenen (aktuellen) Konzentration und der Zielvorgabe (kritische Konzentration) gemäss IKSr (2011) bestimmt. Erstere beläuft sich auf 0.06 µg/l, letztere auf 0.6 µg/l.

Gewichtungsfaktor

10.10.4 Ökofaktor für Chloroform

Tab. 57 > Ökofaktor für Chloroform (CHCl₃) in UBP/g CHCl₃

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (t CHCl ₃ /a)	2.9	B		1.5
Aktuelle Konzentration (µg CHCl ₃ /l)	0.06	B	Konzentrationsmessungen gemäss AUE (2009)	0.04
Kritische Konzentration (µg CHCl ₃ /l)	0.60	b	Zielvorgabe Oberflächengewässer (IKSR 2011)	0.60
Gewichtungsfaktor (-)	0.010			0.0028
Ökofaktor (UBP/g CHCl ₃)	3 400			1500

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 6

Der Ökofaktor für Chloroform ist ein höher als die über die AOX (siehe Teil 3, Kap. 10.9) und POP (Teil 3, Kap. 10.14) hergeleiteten Faktoren. Die Belastungssituation ist jedoch ähnlich und Chloroform stellt im Allgemeinen kein Problem mehr dar.

10.11 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

10.11.1 Ökologische Wirkung

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, engl.: PAH «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons») ist die Bezeichnung einer Gruppe von verschiedenen Verbindungen. PAKs haben teilweise krebserregende Wirkung bei Säugern. Sie kommen hauptsächlich in Schwebstoffen vor. Die Konzentration an PAKs ist daher abhängig von der Konzentration an Schwebstoffen in den Gewässern. Quellen sind Verbrennungsprozesse und Abschwemmungen von Strassen. Die häufigsten PAKs (inkl. CAS-Nr. und Synonymen) sind im Anhang A3 zusammengestellt.

10.11.2 Normierung

Eine Charakterisierung wird nicht vorgenommen. Die Berechnung des gesamtschweizerischen Eintrags in die Gewässer wird aus der Konzentration im Rhein bei der Station Weil am Rhein hochgerechnet. Seit 2007 werden an der Station Weil am Rhein 16 PAKs¹⁸ gemessen (AUE 2007, 2008, 2009, 2010). Meist liegen die PAK Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze und können nur in einzelnen Proben bestimmt werden. Pro Jahr werden 13 Proben gezogen. Für die Mittelwertbildung werden die Konzentrationen der PAK, welche unter der Bestimmungsgrenze liegen, gleich Null gesetzt. Es wird ein Mittelwert der Messwerte von 2007 bis 2010 verwendet. Die mittlere Konzentration beträgt 0.0068 µg/l. In Kombination mit dem schweizerischen Abfluss von 48 Mrd. m³/a ergibt diese eine Fracht von 330 kg/a.

10.11.3 Gewichtung

Der Gewichtungsfaktor wird – identisch zum Vorgehen bei den Schwermetallen – aus den gemessenen Konzentrationen und den Zielwerten bestimmt. Die gemessene Konzentration für PAKs beträgt 0.0068 µg/l. Die Zielvorgabe gemäss IKSR (2011) liegt bei 0.1 µg/l und ist somit deutlich höher.

Gewichtungsfaktor

10.11.4 Ökofaktor für PAK

Tab. 58 > Ökofaktor für PAK in UBP/g PAK

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (kg PAK/a)	328	B		144
Aktuelle Konzentration (µg PAK/l)	0.0068	B	Berechnet aus Konzentrationsmessungen (AUE 2007, 2008, 2009, 2010)	0.004
Kritische Konzentration (µg PAK/l)	0.1	a	Zielvorgabe Oberflächengewässer (IKSR 2009)	0.1
Gewichtungsfaktor (-)	0.0047			0.0016
Ökofaktor (UBP/g PAK)	14 000			11 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der neu hergeleitete Ökofaktor ist etwas höher als im Jahr 2006. Dies liegt vor allem an höheren gemessenen Konzentrationen, insbesondere im Jahr 2009, welches Teil des Vierjahres-Mittelwertes ist.

Für eine Charakterisierung der PAK-Einzelsubstanzen fehlt die Grundlage. Deshalb sind die Einzelsubstanzen mit dem gleichen Ökofaktor zu bewerten. Einzig für Benzo(a)pyren wird im nachfolgenden Kapitel ein separater Ökofaktor hergeleitet. Im Anhang A3 findet sich eine nicht abschliessende Liste weiterer PAK-Substanzen.

¹⁸ Acenaphten, Acenaphtylen, Anthracene, Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(ghi)perylen, Chrysene, Dibenz(a,h)anthracen, Fluoranthren, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalin, Phenanthren, Pyren.

10.12 Benzo(a)pyren (BaP)

10.12.1 Ökologische Wirkung

Benzo(a)pyren (BaP) gehört zu der Gruppe der PAKs (siehe Teil 3, Kap. 10.11). BaP wird nicht kommerziell hergestellt, ist aber trotzdem verbreitet, da es bei unvollständiger Verbrennung von organischem Material – z. B. in Öfen und Motoren, aber auch in Zigaretten – entstehen kann. Die Kanzerogenität von BaP ist in Tierversuchen seit langem erwiesen und beim Menschen wahrscheinlich (Gruppe 2A gemäss IARC Klassifikation, EPA 2006, IARC 1983, UGZ 2003).

Für die Gewässer als Quellen relevant sind die teeröhlhaltigen Holzschutzanstriche, z. B. von Bahnschwellen. Das Teeröl enthält Benzo(a)pyren, welches mit der Zeit ausgewaschen und in die Gewässer eingetragen wird. Die ChemRRV verbietet zwischenzeitlich die Verwendung von Teerölen in Holzschutzmitteln für private Zwecke. Für die gewerbliche Nutzung ist Teeröl erlaubt, sofern der Benzo(a)pyren-Gehalt kleiner als 50 mg/kg ist.

10.12.2 Normierung

Eine Charakterisierung wird nicht vorgenommen. Die Berechnung des gesamtschweizerischen Eintrags in die Gewässer wird aus der Konzentration im Rhein bei der Station Weil am Rhein hochgerechnet. Seit 2007 wird an der Station Weil am Rhein Benzo(a)pyren gemessen (AUE 2007, 2008, 2009, 2010). Meist lag die Konzentration unter der Bestimmungsgrenze und konnte nur in einzelnen Proben bestimmt werden. In den Jahren 2007 bis 2010 konnte PAK in 2 von 52 Proben nachgewiesen werden. Pro Jahr werden 13 Proben gezogen. Für die Mittelwertbildung werden die Konzentrationen, welche unter der Bestimmungsgrenze liegen, gleich Null gesetzt. Es wird ein Mittelwert der Messwerte von 2007 bis 2010 verwendet. Die mittlere Konzentration beträgt 0.00033 µg/l. In Kombination mit dem schweizerischen Abfluss von 48 Mrd. m³/a ergibt diese eine Fracht von 16 kg/a.

10.12.3 Gewichtung

Der Gewichtungsfaktor wird identisch zu den PAKs aus den Konzentrationen hergeleitet. Der Mittelwert der zwischen 2007 und 2010 gemessenen Konzentrationen liegt bei 0.00033 µg/l. Die kritische Konzentration liegt bei 0.01 µg/l (IKSR 2009).

Gewichtungsfaktor

10.12.4 Ökofaktor für Benzo(a)pyren

Tab. 59 > Ökofaktor für Benzo(a)pyren (BaP) in UBP/g BaP

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (kg BaP/a)	15.7	B		48
Aktuelle Konzentration (µg BaP/l)	0.00033	B	Konzentrationsmessungen gemäss AUE (2009)	0.001
Kritische Konzentration (µg BaP/l)	0.01	b	Qualitätsziel Oberflächengewässer (IKSR 2009)	0.01
Gewichtungsfaktor (-)	0.001			0.010
Ökofaktor (UBP/g BaP)	(68 000)*			210 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

* Der direkt hergeleitete Ökofaktor ist tiefer als derjenige, welcher über die POPs ermittelt wird (vergleiche Teil 3, Kap. 10.14.6). Gemäss dem Grundsatz der Methodik wird jeweils der höchste der resultierenden Ökofaktoren angewendet.

Im Vergleich zum Summenparameter PAK fällt der separate Benzo(a)pyren-Ökofaktor deutlich höher aus. Damit wird der überdurchschnittlichen Toxizität und Kanzerogenität dieses Stoffs innerhalb der PAK-Stoffgruppe Rechnung getragen. Allerdings resultiert über die POPs ein höherer Ökofaktor für Benzo(a)pyrene (vergleiche Teil 3, Kap. 10.14.6).

10.13 Hormonaktive Stoffe

10.13.1 Ökologische Wirkung

Hormone sind Botenstoffe zwischen Geweben und Zellen, die Prozesse im Körper regulieren. Geschlechtshormone spielen für die Fortpflanzung und die Entwicklung des Organismus eine bedeutende Rolle. Hormone sind bereits in sehr geringen Konzentrationen wirksam (BUWAL 1999, SNF 2002).

Stoffe mit endokriner Wirkung (endocrine disruptors) wie die hormonaktiven Stoffe auch genannt werden, sind Fremdstoffe, welche störend in eines der verschiedenen Hormonsysteme von Menschen oder Tieren eingreifen. Beim Menschen werden insbesondere Substanzen, die mit dem Geschlechtshormonsystem interferieren, mit Entwicklungsstörungen des Embryos im Mutterleib, mit reduzierter Fruchtbarkeit sowie Brust-, Hoden- und Prostatakrebs in Verbindung gebracht. Nachgewiesen sind Fruchtbarkeitsstörungen bei einer Vielzahl von Tierarten – aquatischen wie terrestrischen (BUWAL 1999, SNF 2002). So existieren Hinweise, dass zu hohe Mengen hormonaktiver Substanzen (insbesondere PCBs) in den Beutfischen beim Fischotter zu Fortpflanzungsproblemen geführt haben, welche ein langfristiges Überleben dieser Art in der Schweiz verunmöglichten (BUWAL 1999).

Hormonaktive Stoffe können auf zwei Arten wirken:

1. Sie binden an die Hormonrezeptoren und imitieren (oder behindern) so die Wirkung der körpereigenen Hormone
2. Sie stören den Auf- oder Abbau der körpereigenen Hormone oder deren Transport

Weibliche und männliche Geschlechtshormone (Östrogene und Androgene) können in das Geschlechtshormonsystem eingreifen. Dabei sind östrogene und androgene sowie anti-östrogene und anti-androgene Wirkungen von Stoffen möglich (BUWAL 1999).

Hormonaktive Substanzen können beim Menschen prinzipiell über den Verdauungstrakt, die Haut oder die Lunge aufgenommen werden. Bei Wasserorganismen steht die Aufnahme aus dem Wasser im Vordergrund. Da gewisse Typen von Hormonrezeptoren im ganzen Tierreich vorkommen, können sehr viele Arten von einem einzelnen hormonaktiven Stoff betroffen sein (SNF 2002).

Insbesondere in der Nähe von Wassereinleitungen aus Abwasserreinigungsanlagen konnten Konzentrationen hormonaktiver Substanzen festgestellt werden, die genügend hoch sind, um östrogene (verweiblichende) Effekte bei männlichen Fischen auszulösen (BUWAL 1999).

Bei folgenden Stoffen, bzw. Stoffgruppen wurden hormonelle Wirkungen nachgewiesen (BUWAL 1999, ECHA 2012a, SNF 2002):

- > natürliche (z. B. 17 β -Estradiol, Estron) und künstliche Östrogene (z. B. 17 α -Ethinylestradiol)
- > Phyto- und Mykoöstrogene (z. B. Isoflavone)
- > Alkylphenolpolyethoxylate (APE) und Abbauprodukte (z. B. Nonylphenol, Octylphenol)
- > Verschiedene Organochlorpestizide (z. B. DDT, Methoxychlor, Lindan und Kepon)
- > gewisse Industriechemikalien, die in Kunststoffen verwendet werden (z. B. PCBs, Bisphenol A)
- > gewisse Phthalate, die u.a. als Weichmacher in Kunststoffen eingesetzt werden oder wurden (bestätigt bei Benzylbutylphthalat BBP, Dibutylphthalat DBP, Bis-(2-Ethylhexyl)phthalat DEHP, vermutet bei Diisononylphthalat DINP)
- > gewisse Duftstoffe (z. B. nitrierte Moschusverbindungen)
- > Verschiedene polychlorierte Dibenzop-dioxine und Furane (PCDD/F)
- > Organozinn-Verbindungen, die u. a. in Antifouling-Anstrichen für Schiffe eingesetzt werden (z. B. Tributylzinn (TBT) und Triphenylzinn (TPT))
- > gewisse UV-Filtersubstanzen, die in Sonnencremes enthalten sind (vermutet bei 4-Methylbenzylidene Camphor)

Hier gilt es anzumerken, dass standardisierte und validierte Prüfmethode zum Nachweis der hormonellen Aktivität einer Chemikalie mittlerweile vorhanden sind, entsprechende Tests aber sowohl im Chemikalienrecht der Schweiz als auch der EU bisher nicht zwingend sind. Eine Vielzahl der sich heute auf dem Markt befindlichen Chemikalien wurden nicht auf derartige Effekte geprüft.

10.13.2 Charakterisierung

Rutishauser et al. (2004) listet für einige hormonaktive Substanzen deren Östrogen-Potential auf. Diese Grösse beschreibt die Stärke der Wirkung eines hormonaktiven Stoffes im Verhältnis zu 17 β -Estradiol (Abkürzung E2). Die Äquivalenzfaktoren wurden unter Verwendung von YES (yeast estrogene screening) bestimmt (andere Methoden können leicht abweichende Faktoren liefern). Das YES-Verfahren ist in Fachkreisen gut akzeptiert. Die Liste umfasst die wichtigsten Stoffe, die aufgrund ihrer östrogenen Aktivität als kritisch eingestuft werden¹⁹.

Die Östrogen-Potentiale aus Tab. 60 können als Charakterisierung zur Berechnung von Ökofaktoren einzelner Substanzen verwendet werden. Für die Bestimmung von Ökofaktoren weiterer hormonaktiver Stoffe muss deren östrogenes Potenzial bekannt sein. Dabei ist darauf zu achten, dass aus Gründen der Vergleichbarkeit die Charakterisierungsfaktoren jeweils auf Resultaten ähnlicher Testsysteme beruhen sollten.

Tab. 60 > Charakterisierungsfaktoren für einige hormonaktive Substanzen basierend auf deren östrogenem Potential gemäss Rutishauser et al. (2004)

Substanz-Name	Abk.	Östrogenes Potential	Charakterisierungsfaktor (kg E2-eq./kg)
Estrone	E1	0.38	0.38
17 β -Estradiol	E2	1	1
Estriol	E3	2.40 * 10 ⁻³	2.40 * 10 ⁻³
17 α -Ethinylestradiol	EE2	1.19	1.19
Bisphenol A	BPA	1.10 * 10 ⁻⁴	1.10 * 10 ⁻⁴
Nonylphenol	NP	2.50 * 10 ⁻⁵	2.50 * 10 ⁻⁵
4-tert-Octylphenol	OP	7.80 * 10 ⁻⁶	7.80 * 10 ⁻⁶
Mestranol	MES	0.013	0.013
β -Estradiol-17-Valerate	E2-Val	0.21	0.21

10.13.3 Normierung

Die durchschnittliche Menge hormonaktiver Substanzen aus anthropogenen Quellen, welche über den Auslauf von Kläranlagen und direkt in Oberflächengewässer eingetragen werden, beträgt pro Einwohner und Tag 1 μ g E2-Äquivalente (BAFU 2009a). Dieser Wert basiert auf repräsentativen Messungen in Schweizer Oberflächengewässern und einer gesamtschweizerischen Stoffmodellierung (Ort et al. 2007). Bei 7.87 Mio. Einwohnern (BfS 2011a) ergibt dies eine jährliche schweizerische Fracht von 2.9 kg E2-Äquivalenten.

¹⁹ Persönliche Mitteilung von Michael Schärer, Bundesamt für Umwelt, vom 10. April 2012.

10.13.4 **Gewichtung**

Da sich das Ziel beim kritischen Fluss auf die Gesamtschweiz bezieht, ist der aktuelle Fluss identisch zur Normierung, d. h. 2.9 kg E2-eq./a.

Aktueller Fluss

Gesetzliche Grenz- oder Anforderungswerte für einen Summenparameter hormonaktive Stoffe existieren bis jetzt nicht. In der EU werden die Umweltqualitätsstandards für Gewässer neu diskutiert. Gemäss dem Entwurf der neuen Richtlinien soll in Binnengewässern eine jährliche Durchschnittskonzentration von 0.4 ng E2/l nicht überschritten werden (European Commission 2012, S. 34). Dieser Wert zusammen mit dem gesamtschweizerischen Abfluss von 48 Mrd. m³/a ergibt einen kritischen Fluss von 19 kg E2-eq./a.

Kritischer Fluss

10.13.5 **Ökofaktor für hormonaktive Substanzen**

Tab. 61 > Ökofaktor für hormonaktive Stoffe in UBP/g E2-eq

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (kg E2-eq./a)	2.9	B		5.0
Aktueller Fluss (kg E2-eq./a)	2.9	B	Basierend auf Messungen in Oberflächengewässern und Stoffflussmodellierung (BAFU 2009a)	5.0
Kritischer Fluss (kg E2-eq./a)	19.2	b	Vorgeschlagener Umweltqualitätsstandard für Gewässer (European Commission 2012)	24.0
Gewichtungsfaktor (-)	0.022			0.043
Ökofaktor (UBP/g E2-eq.)	7.8*10⁶		E2 = 17β-Estradiol	8.7*10 ⁶

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Sowohl der aktuelle Fluss wie auch der kritische Fluss sind kleiner als bisher. Der aktuelle Fluss basiert nun auf repräsentativen Messungen in Oberflächengewässern und nicht auf punktuellen Messungen im Ablauf von Abwasserreinigungsanlagen und liegt rund 40 % tiefer als die bisherige Schätzung. Der vorgeschlagene Umweltqualitätsstandard führt zu einem um 20 % tieferen kritischen Fluss. Insgesamt ist damit der neu hergeleitete Ökofaktor um 10 % tiefer ist als der bisherige.

Mittels Charakterisierung (siehe Teil 3, Kap. 10.13.2) können die Ökofaktoren für weitere Substanzen bestimmt werden, für die das Östrogen-Potential bekannt ist.

10.13.6 Ökofaktor für einzelne hormonaktive Substanzen

Die in Teil 3, Kapitel 10.13.2 beschriebene Methode der Charakterisierung mittels Östrogen-Potentialen wird im Folgenden zur Berechnung weiterer Ökofaktoren einzelner hormonaktiver Substanzen verwendet. Als Ausgangspunkt dient der Ökofaktor aus Tab. 61.

Tab. 62 > Ökofaktor einiger hormonaktiver Substanzen in UBP/g Substanz, berechnet mittels Östrogen-Potential als Charakterisierungsfaktor

Name	Abk.	Charakterisierungsfaktor (kg E2-eq./kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)
Estrone	E1	0.38	$3.0 * 10^6$	$3.3 * 10^6$
17 β -Estradiol	E2	1	$7.8 * 10^6$	$8.7 * 10^6$
Estriol	E3	$2.40 * 10^{-3}$	$1.9 * 10^4$	$2.1 * 10^4$
17 α -Ethinylestradiol	EE2	1.19	$9.3 * 10^6$	$1.0 * 10^7$
Bisphenol A	BPA	$1.10 * 10^{-4}$	$8.6 * 10^2$	$9.6 * 10^2$
Nonylphenol	NP	$2.50 * 10^{-5}$	$2.0 * 10^2$	$2.2 * 10^2$
4-tert-Octylphenol	OP	$7.80 * 10^{-6}$	$6.1 * 10^1$	$6.8 * 10^1$
Mestranol	MES	0.013	$1.0 * 10^6$	$1.1 * 10^6$
β -Estradiol-17-Valerate	E2-Val	0.21	$1.6 * 10^6$	$1.8 * 10^6$

Quelle: Rutishauser et al. 2004

10.14 Persistente organische Schadstoffe (persistent organic pollutants, POP)

10.14.1 Vorbemerkung

Dieses Kapitel wurde in enger Zusammenarbeit mit der Gruppe für Sicherheits- und Umwelttechnologie²⁰ der ETH Zürich entwickelt. Die wissenschaftlichen Grundlagen und die Charakterisierungsfaktoren wurden durch Ruiz et al. (2012) quantifiziert.

10.14.2 Ökologische Wirkung

Persistente organische Schadstoffe (POPs) sind äusserst schlecht abbaubare, oft toxische chemische Substanzen. Sie können sich nach ihrer Freisetzung via Luft und Wasser, aber auch über die Nahrungskette, global ausbreiten und fernab des Ortes ihres Eintrags Mensch und Umwelt belasten. So können sie zum Beispiel Krebs erregen, zu hormonellen Störungen führen und die Fortpflanzung beeinträchtigen.

Die Schweiz hat die Stockholmer Konvention im Jahr 2003 ratifiziert. Das Stockholmer Übereinkommen zu persistenten organischen Schadstoffen (Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants POPs) hat zum Ziel, die Umwelteinträge solcher Stoffe zu minimieren (UNEP 2009).

²⁰ Sandi Ruiz, Carla Ng, Martin Scheringer, Konrad Hungerbühler, Safety and Environmental Technology Group, Institute for Chemical and Bioengineering, ETH Zürich

POPs werden in verschiedenen Gesetzen und Verordnungen erwähnt, z. B. in der Chemikalienverordnung (ChemV 2013), der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV 2013), der Biozidprodukteverordnung (VBP 2013), der Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV 2010), der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA 2011), und anderen mehr. Eine Übersicht geben der «Swiss National Implementation Plan of POP Convention» (BAFU 2006) und das Amendment von 2012.

Die hier hergeleiteten Ökofaktoren basieren auf der Arbeit der Gruppe für Sicherheits- und Umwelttechnologie der ETH Zürich (Ng et al. 2012, Ruiz et al. 2012) und das Amendment von 2012. Total werden 227 Substanzen der Gruppen PCB (Polychlorierte Biphenyle), FKW (Fluorkohlenwasserstoffe), PBDE (Polybromierte Diphenylether), industrielle Chemikalien und Kunststoffadditive berücksichtigt, die in Gewässer eingeleitet werden. Die Substanzen werden entweder in der Stockholmer Konvention als POP definiert, sind unter REACH als persistente, bioakkumulierende und toxische Substanzen klassifiziert oder auf der Liste der besonders besorgniserregenden Stoffe erwähnt (Candidate List of Substances of Very High Concern, SVHC).

Gemäss Ruiz et al. (2012) werden Substanzen mit besonders hohem Bioakkumulierungspotential in geringeren Mengen in Schweizer Oberflächengewässer emittiert als Substanzen mit einem vergleichsweise geringeren Bioakkumulierungspotential.

10.14.3 Charakterisierung

Die Charakterisierung basiert auf dem Biokonzentrationsfaktor (bioconcentration factor, BCF). Dieser drückt das Verhältnis zwischen der Konzentration eines Stoffes in Fisch und der Konzentration desselben Stoffes in Wasser aus. Der BCF ist ein Indiz für die Basistoxizität einer Substanz, da sich die Substanzen im Fettgewebe, d. h. auch in den Zellmembranen, festsetzen und dort den Stoffwechsel behindern. Damit ist der BCF ein einfacher Indikator für die ökotoxische Wirkung von Substanzen.

Die US EPA führt eine Datenbank mit BCF Werten (EPA 2013). Je höher der BCF desto höher die ökotoxische Wirkung einer Substanz. Der BCF wird in Liter Wasser pro kg Körpergewicht ausgedrückt und liegt bei den hier berücksichtigten Substanzen zwischen 10^{-1} und 10^5 l/kg. Polychlorierte Biphenyle weisen hohe BCFs zwischen $4 \cdot 10^3$ und $2 \cdot 10^5$ l/kg auf, ebenso Brandschutzmittel und Polymeradditive. Als Referenzsubstanz wird 2,4,6-Tribromphenol gewählt mit einem BCF von 245 l/kg. Die Charakterisierungsfaktoren wurden von Ruiz et al. (2012) ermittelt.

10.14.4 Normierung

Die persistenten organischen Schadstoffe werden charakterisiert. Der Normierungsfluss ist identisch zum charakterisierten aktuellen Fluss. POP Emissionen in Schweizer Oberflächengewässer werden für jede Substanz mit verschiedenen Modellen (direkte Emissionen, Extrapolation über POP Konzentrationen in den Gewässern von Zürich, Extrapolation über POP Emissionen in die Luft in Zürich, Extrapolation über POP Emissionen in die Luft in Schweden) bestimmt. Die Modelle werden in Ruiz et al. (2012) erläutert und beziehen sich auf die Jahre 2006 bis 2010.

Es resultiert ein Normierungsfluss von 290 t 2,4,6-Tribromphenol-eq. pro Jahr.

10.14.5 Gewichtung

Der aktuelle Fluss ist identisch mit dem Normierungsfluss und beläuft sich auf 290 t 2,4,6-Tribromphenol-eq. pro Jahr.

Aktueller Fluss

Die Schweiz ist Signaturstaat der Stockholm Konvention. Deshalb sind in der Schweiz die Herstellung, das Inverkehrbringen, die Einfuhr und die Verwendung der in der Stockholmer Konvention gelisteten Substanzen, ausser PFOS (Perfluorooctansulfonsäure), verboten. Die Gewässerschutzverordnung (GSchV 2011 Anhang 1, Artikel 1) regelt die Wasserqualität und stellt sicher, dass die Gewässer nicht verunreinigt werden.

Kritischer Fluss

REACH sieht für Stoffe mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Eigenschaften (PBT-Stoffe, vPvB-Stoffe) eine Zulassungspflicht vor. Grenzkriterium ist ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) von über 2000 l/kg für B-Stoffe bzw. über 5000 l/kg für vB-Stoffe (ECHA 2012b). Die Umsetzung der EU-Regelungen über zulassungspflichtige Stoffe hat zum Ziel, in der Schweiz dasselbe Schutzniveau für Mensch und Umwelt sicherzustellen wie in der EU (BAFU 2013).

Daneben gibt es in der Schweiz keine quantitativen politischen Ziele bezüglich POP Emissionen in Oberflächengewässer, die hier direkt angewendet werden können. Es wird daher von folgendem Ansatz ausgegangen:

- > Der kritische Fluss von Substanzen, die unter die Stockholm Konvention fallen, wird auf 0 gesetzt.
- > Der kritische Fluss von Substanzen, die einen BCF von über 2000 l/kg haben, wird auf 0 gesetzt.
- > Der kritische Fluss aller übrigen POP-Substanzen wird dem heutigen, aktuellen Fluss gleichgesetzt.

Damit wird für alle 227 Substanzen ein kritischer Fluss definiert und charakterisiert. Der charakterisierte kritische Fluss beträgt 72 t 2,4,6-Tribromphenol-eq/a.

10.14.6 Ökofaktor für POPs

Der Ökofaktor für POP-Emissionen in Gewässer wird in der vorliegenden Version der Methode der ökologischen Knappheit neu eingeführt. Tab. 63 zeigt den resultierenden Ökofaktor.

Tab. 63 > Ökofaktor für POP Emissionen in Oberflächengewässer in UBP/g 2,4,6-Tribromophenol-eq

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (t 2,4,6-Tribromphenol-eq/a)	294	A	(Ruiz et al. 2012)	
Aktueller Fluss (t 2,4,6-Tribromphenol-eq/a)	294	A	(Ruiz et al. 2012)	
kritischer Fluss (t 2,4,6-Tribromphenol-eq/a)	72.2	a	(Ruiz et al. 2012)	
Gewichtungsfaktor (-)	16.6			
Ökofaktor (UBP/g 2,4,6-Tribromphenol-eq)	57 000			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6; Quelle: Datei BCF based eco-factors_Sandi_Ruiz.xlsx²¹

10.14.7 Ökofaktor für einzelne POP Substanzen

Die in Teil 3, Kapitel 10.14.3 beschriebene Methode der Charakterisierung mittels BCF wird zur Berechnung weiterer Ökofaktoren einzelner POP Substanzen verwendet. Als Ausgangspunkt dient der Ökofaktor aus Tab. 63. Eine vollständige Liste aller Substanzen ist im Anhang A4 zu finden. Tab. 64 zeigt Ökofaktoren ausgewählter POP Substanzen.

Tab. 64 > Ökofaktor ausgewählter POP Substanzen in UBP/g Substanz

Name	CAS-Nr.	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromophenol-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	1746-01-6	56	3 200 000
Anthracene	120-12-7	11	640 000
Pentabromodiphenyl ether	32534-81-9	62	3 500 000
Benzene, pentabromomethyl-	87-83-2	78	4 400 000
Antioxidant MD-1024	32687-78-8	13	750 000
Benzo(a)pyrene	50-32-8	34	1 900 000
Toluol	108-88-3	0	5 800
Xylol	1330-20-7	0.24	13 000

Komplette Liste im Anhang A4

Der direkt hergeleitete Ökofaktor für Benzo(a)pyrene (vergleiche Teil 3, Kapitel 10.12) ist tiefer als derjenige, welcher über die POPs ermittelt wird. Gemäss dem Grundsatz der Methodik wird jeweils der höchste der resultierenden Ökofaktoren angewendet (siehe Teil 2, Kap. 4.11).

²¹ Datei übermittelt von Sandi Ruiz, ETHZ, am 26.3.2013

11 > Emissionen ins Grundwasser

11.1 Einleitung

Die schweizerische Trinkwasserversorgung basiert zu über 80 % (1 Mrd. m³/a) auf Grundwasser (BUWAL 2003c). Dazu kommen weitere 0.5 Mrd. m³/a, die als Brauchwasser eingesetzt werden. Grundwasser ist deshalb von besonderem Interesse und rechtfertigt nutzungsorientierte Qualitätsanforderungen, die strenger sind als diejenigen für Oberflächengewässer.

Die Grenzen zwischen Grund- und Oberflächengewässer sind sehr durchlässig. Wasser, welches über Niederschlag und Versickerung in einem ersten Schritt zu Grundwasser wird, gelangt früher oder später entweder durch natürliche Prozesse oder über die Grundwassernutzung in Oberflächengewässer. Umgekehrt werden die wichtigsten Grundwasservorkommen der Schweiz massgebend durch Flusswasserinfiltrat gespeist. Somit ist in vielen Fällen auch die Qualität des Flusswassers für die Grundwasserqualität mitentscheidend.

Für den Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer und damit den Export in die Meere (OSPAR-Übereinkommen) spielen nicht nur der N-Eintrag aus der Landwirtschaft, sondern der Gesamtstickstoffeintrag (also auch Stickstoff aus Abwasser) eine Rolle.

Es wird nur Nitrat bewertet, weil zur Zeit einzig für diesen Stoff entsprechende Emissionsdaten verfügbar sind.

Die Gewässerschutzverordnung (GSchV 2011) legt u.a. Grenzwerte bezüglich Konzentrationen für Pflanzenschutzmittel (PSM) und VOC im Grundwasser fest. Der Grenzwert für PSM wurde in rund einem Sechstel der Messstellen in von Ackerbau bzw. von Siedlung und Verkehr dominierten Einzugsgebieten überschritten (BAFU 2009b). PSM gelangen über den Boden ins Grundwasser und werden in Ökobilanzen als Emissionen in den Boden (siehe Teil 3, Kap. 12.3) erfasst und bewertet. Bei 6 % bis 8 % der untersuchten Messstellen wurde die numerische Qualitätsanforderung der VOC Konzentration mindestens einmal pro Jahr überschritten (BAFU 2009b). Die VOC Konzentrationen im Grundwasser werden in Teil 3, Kapitel 17.1 diskutiert.

11.2 Nitrat (NO₃)

11.2.1 Ökologische Wirkung

Mit Nitrat belastetes Grundwasser, welches als Trinkwasser eingesetzt wird, kann zu Gesundheitsproblemen führen (Vorläufersubstanz von krebserzeugenden Nitrosaminen, BUWAL 1996). Die Nitratkonzentrationen im Grundwasser liegen vor allem in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft oft über dem für genutztes sowie zur Nutzung vorgesehenes Grundwasser festgelegten Anforderungswert oder sogar über dem Toleranzwert für Trinkwasser. Auf die Felder ausgebrachter Stickstoffdünger kann vom Boden ins Grundwasser ausgewaschen werden. Dabei sind die Bewirtschaftungsweise (Ackerbau, Kulturwahl/Fruchtfolgen, Umbruch, vegetationslose Flächen im Winter usw.), die Bodeneigenschaften und die Grundwasserneubildungsrate entscheidend.

11.2.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Gemäss BAFU (2010a) beläuft sich der Eintrag von Nitrat aus der Landwirtschaft ins Grundwasser auf 34 000 t N/a (Angabe für 2005). Da der Anteil weiterer Stickstoffverbindungen gering ist, kann dieser Normierungsfluss nicht nur für Nitrat, sondern auch für Stickstoffeinträge im Allgemeinen verwendet werden.

Die in BAFU (2010a) gezeigten Flüsse beziehen sich auf ältere Abschätzungen. Es hat demnach seit 1994 keine neuen Mengenschätzungen für Nitrat im Grundwasser gegeben. Grundwasserbeobachtungen an wenigen Messstellen mit längeren Datenreihen zeigen teilweise eine Abnahme der Nitratgehalte seit Mitte der 90er Jahre bis 2002. In den folgenden Jahren war hingegen ein Anstieg der Nitrat-Konzentration zu verzeichnen, der vor allem an Messstellen mit landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet ausgeprägt war (BAFU 2009b).

Neben Landwirtschaftsböden wird Nitrat auch aus Wald- (8500 t N/a) und anderen Böden (11 000 t N/a) in die Hydrosphäre ausgewaschen (BAFU 2010a). Diese Einträge werden hier nicht berücksichtigt, da sie zum grossen Teil auf die Deposition zurückzuführen sind und nicht auf die Ausbringung von Stickstoffdünger.

11.2.3 Gewichtung

Der aktuelle Fluss ist identisch zum Normierungsfluss (34 000 t N/a), da sich das Reduktionsziel für Nitrat ebenfalls auf die Gesamtschweiz bezieht.

Aktueller Fluss

Auf der Basis der Ziele und Anforderungen an das Grund- und damit das Trinkwasser wird in BUWAL (1996) als Ziel die Halbierung der durch die Landwirtschaft verursachten Auswaschung von Nitrat von 1994 gefordert. Daraus ergibt sich ein kritischer Fluss von Nitrat ins Grundwasser von 17 000 t NO₃-N/a.

Kritischer Fluss

11.2.4 Ökofaktor für Nitrat in Grundwasser

Tab. 65 > Ökofaktor für Nitrat-N in Grundwasser in UBP/g NO₃⁻-N sowie für Nitrat in Grundwasser in UBP/g NO₃⁻

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (t N/a)	34 000	B		34 000
Aktueller Fluss (t N/a)	34 000	B	(BAFU 2010a)	34 000
kritischer Fluss (t N/a)	17 000	a	(BUWAL 1996c, S. 37)	17 000
Gewichtungsfaktor (-)	4.0			4.0
Ökofaktor (UBP/g NO ₃ -N)	120		Ökofaktor für Nitrat-N ins Grundwasser	120
Ökofaktor (UBP/g NO ₃)	27		Ökofaktor für Nitrat ins Grundwasser	27.1

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Da sich weder am aktuellen noch am kritischen Fluss etwas geändert hat, ist der Ökofaktor für Nitrat in Grundwasser gegenüber dem bisherigen Ökofaktor von 2006 unverändert. Er liegt weiterhin über dem Ökofaktor für einen Eintrag in Oberflächengewässer. Dies entspricht der Tatsache, dass Nitrat im Grundwasser – im Gegensatz zu Oberflächengewässern – immer noch ein Problem darstellen kann, insbesondere bezüglich der Trinkwassernutzung von Grundwasser.

12 > Emissionen in den Boden

12.1 Einleitung

12.1.1 Grundlagen

Die Qualität der Böden in der Schweiz wird durch verschiedene stoffliche Einwirkungen beeinträchtigt (Säurebildung, Überdüngung, Belastung durch Schwermetalle und organische Schadstoffe). Die Belastung folgt einerseits aus dem direkten Eintrag von Stoffen in den Boden (Pflanzenschutz, Düngung, Deponierung von Abfällen), andererseits aber auch indirekt als Deposition in die Luft emittierter Schadstoffe.

Die Verordnung über die Belastungen des Bodens (VBBo 2012) ist nicht auf alle Flächen anwendbar. So fallen dauerhaft versiegelte Böden, Gewässersedimente und Böden als Teile von Anlagen, deren bestimmungsgemässe Nutzung den Bodenschutz ausschliesst (z. B. Fussballfelder, Motocrosspisten, Versickerungsanlagen, Sickerstreifen entlang von Strassen), nicht unter die Verordnung. Hingegen gilt sie auch für Gesteins- und Felsrohböden, sofern zumindest eine geringe Vegetation darauf gedeiht oder gedeihen kann (BUWAL 2001a, S. 9). Aus diesem Grund wird dem Bodenschutz nicht nur in der Verordnung über die Belastungen des Bodens (VBBo), sondern auch bei weiteren Verordnungen mit indirekter Relevanz für den Boden, wie z. B. in der Luftreinhalteverordnung oder der ChemRRV, Rechnung getragen (USG, Art. 33, Abs. 1). Dabei muss die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit jeweils berücksichtigt werden (BUWAL 2001a).

Ebenso bedeutsam für die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ist die teilweise oder vollständige Bodenzerstörung durch Versiegelung, durch Erosion und durch mechanische Bodenbelastung (Bodenverdichtung). Diese Einwirkungen lassen sich teilweise über die Landnutzung bewerten und werden im Teil 3, Kapitel 13.3 separat behandelt.

Im vorliegenden Kapitel wird die Bewertung der wichtigsten stofflichen Belastungen diskutiert.

12.1.2 Abgrenzung der Kompartimente Boden und Grundwasser

Die Methode der ökologischen Knappheit beurteilt Stoffflüsse bei ihrem Eintritt in die Umwelt, d. h. dann, wenn sie die Anthroposphäre verlassen. Während bei Emissionen in die Luft und in die Oberflächengewässer die Schnittstelle zwischen Anthroposphäre und Umwelt relativ einfach zu definieren ist («end of pipe»-Konzept: Ende des Kamins, Auslauf der Kläranlage), ist im Bereich Boden und Grundwasser die Systemabgrenzung schwieriger: So sind die Nährstoffe aus Düngern für landwirtschaftliche Nutzpflanzen verfügbar und werden von diesen auch teilweise aufgenommen, solange

sie die Durchwurzelungszone des Bodens nicht verlassen. Von Pflanzen aufgenommene Nährstoffe verlassen damit das landwirtschaftliche Produktionssystem nicht.

Hingegen sind Schwermetalle, die in die obersten Bodenschichten eingetragen werden und sich dort anreichern, nicht Teil der gewollten landwirtschaftlichen Kreisläufe. Die Richtwerte für Schadstoffgehalte des Bodens in der VBBo (Verordnung über Belastungen des Bodens) beziehen sich auf die obersten 20 cm des Bodens. Im Sinne der VBBo gehört damit diese Bodenschicht bezüglich Schwermetallen zur «Umwelt».

Die Grenze zwischen Anthroposphäre und dem Kompartiment Boden/Grundwasser wird deshalb dort gezogen, wo Stoffe nicht mehr Teil der landwirtschaftlichen Nutzung sind. Aktuelle und kritische Flüsse werden deshalb für Nährstoffe beim Verlassen des produktiven Systems der Landwirtschaft und damit bei Auswaschung ins Grundwasser (Nitrat), bei Erosion oder Abschwemmung in die Oberflächengewässer (Phosphat) bzw. bei der Emission in die Luft (Ammoniak und Lachgas) bilanziert. Schwermetalle hingegen sind bereits beim Eintrag in den Boden Schadstoffe und werden an dieser Stelle bilanziert.

12.1.3 Auswahl der Stoffe

Bei der stofflichen Bodenbelastung sind verschiedene Eintragswege zu unterscheiden:

- > Diffuser Eintrag von Nährstoffen, Säurebildnern und Schwermetallen aus der Atmosphäre
- > Eintrag über Dünger (kann Spuren von unerwünschten Stoffen, wie Schwermetalle und Fluor enthalten)
- > Eintrag über Pflanzenschutzmittel

Der diffuse Eintrag von Schadstoffen geschieht entweder in flüssiger Form (nasse Deposition) oder gebunden an Staubpartikel (trockene Deposition).

Zu den wichtigsten diffus eingetragenen Schadstoffen gehören:

- > Schwermetalle: Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink
- > Säurebildner: SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ . Mit Ausnahme von SO_4^{2-} tragen sie zudem zur Überdüngung von Ökosystemen bei.

Die diffusen Einträge aus der Luft in den Boden (atmosphärische Deposition) werden am Ort ihrer Emission in die Luft erfasst und bewertet (vgl. Teil 3, Kap. 9.12 bis 9.15). Spezielle Ökofaktoren für diffuse Einträge in den Boden werden deshalb nicht benötigt. Es werden deshalb nur die in Tab. 66 zusammengestellten direkten Bodeneinträge bewertet. Die diffusen Einträge in den Boden werden aber benötigt für die Bestimmung des Normierungsflusses.

Tab. 66 > Wirkungsmechanismen der bewerteten Bodenschadstoffe

	Umwelt			Mensch					Charakterisierung	Bemerkungen
	Pflanzenschädigungen	Beeinträchtigung Bodenfruchtbarkeit	Bioakkumulation	Stoffwechselfstörungen	Kanzerogenität	Erbgutschädigung	Embryoschädigung	Anderere/weitere Schädigungen		
Blei (Pb)	x	#	x	x					-	
Cadmium (Cd)	x	#	x	x	x		(x)		-	
Kupfer (Cu)	x	#	x	x					-	
Zink (Zn)	x	#	x	x					-	
Pflanzenschutzmittel (PSM)	x	x	x	x	x	x	x	x	Glyphosat-eq	Ein einzelnes PSM weist normalerweise nur einen Teil der gelisteten Auswirkungen auf. Pflanzenschädigung ist bei Herbiziden zudem eine beabsichtigte Wirkung.

x = Wirkung, bzw. Zusammenhang nachgewiesen; (x) = Wirkung, bzw. Zusammenhang vermutet; # = Für die Ermittlung des Ökofaktors massgebliche Wirkung

12.2 Schwermetalle im Boden

12.2.1 Ökologische Wirkung

Schwermetalle beeinträchtigen das Pflanzenwachstum, stören die Bodenfruchtbarkeit und können sich in Nahrungsketten anreichern. Eine langandauernde hohe Zufuhr verschiedener Schwermetalle mit der Nahrung (Pflanzen bauen vorhandenes Schwermetall in ihre Biomasse ein) kann zu chronischen Vergiftungen führen (BUWAL 1995). Mit Schwermetallen belastete Böden bedingen zudem grossen Aufwand für die Sanierung.

12.2.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der Normierungsfluss ist der auf die Bodenfläche gemäss VBBo (2012) hochgerechnete aktuelle Fluss (Keller et al. 2005a, Anpassung der Deposition gemäss BAFU (2012a)). Die Bodenfläche gemäss VBBo wurde anhand der Kategorien bestockte Flächen, landwirtschaftliche Nutzfläche und unproduktive Vegetation in der Arealstatistik bestimmt (BFS 2011b) und umfasst 3.04 Mio. ha (rund drei Viertel der Fläche der Schweiz). Es wurde zudem berücksichtigt, dass Schwermetall-Einträge über Pestizide, Dünger und Klärschlamm primär auf landwirtschaftlich genutztem Land stattfinden (rund 1.5 Mio. ha, wobei die Einträge starken regionalen Schwankungen unterworfen sein dürften), die Deposition aus der Atmosphäre hingegen die gesamte Fläche gemäss VBBo betrifft (siehe Tab. 67).

Tab. 67 > Berechnung des Normierungswertes für Schwermetalleintrag in den Boden aus den Werten für die atmosphärische Deposition und für den direkten Eintrag über Pestizide, Hofdünger, Mineraldünger und Klärschlamm

	Deposition (g/(ha*a))	Direkter Eintrag (g/(ha*a))	Normierungswert (t/a)
Blei (Pb)	5.6	8.25	29.4
Cadmium (Cd)	0.4	0.55	2.16
Kupfer (Cu)	5.05	68.4	118
Zink (Zn)	65.4	376	763

12.2.3 Gewichtung

Der aktuelle Fluss von Schwermetallen in den Boden setzt sich zusammen aus dem diffusen Eintrag über die Atmosphäre und dem direkten Eintrag über Dünger (v. a. Kompost) und Pflanzenschutzmittel.

Aktueller Fluss

Durch das Nationale Beobachtungsnetz (NABO) werden 8 Schwermetalle sowie Fluor an 105 verschiedenen Standorten erfasst. Von den Schwermetallen, welche in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo 2012) geregelt sind, wird Molybdän vom NABO nicht gemessen. Die Messungen erlauben die Erfassung und Beurteilung der aktuellen Belastung der Böden mit Schwermetallen (BUWAL 2000).

Keller et al. (2005a) haben für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink im Zusammenhang mit dem NABO-Messprogramm detaillierte Stoffbilanzen auf 48 repräsentativ ausgewählten Flächen erhoben. Von diesen Werten wurde der Median²² als aktueller Fluss für die Schwermetalle verwendet. Für die atmosphärische Deposition werden die aktuelleren Werte von BAFU (2012a) übernommen. Die Werte sind in den entsprechenden Tabellen der Ökofaktoren aufgeführt (Tab. 68 bis Tab. 71).

Aus den Richtwerten in der VBBo lassen sich keine kritischen Flüsse herleiten. Jedoch wird in Art. 1 als Zweck dieser Verordnung die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit erwähnt (gilt nur für Bodentypen, welche unter die VBBo fallen – siehe Abschnitt 12.1.1). Um diese zu erreichen darf keine Akkumulierung von Schwermetallen im Boden stattfinden, d. h. der Eintrag darf maximal so gross sein wie der Austrag. Keller et al. (2005a) bilanzieren nur den Austrag über Pflanzen, was als erste Näherung für den kritischen Fluss verwendet wird. Verlagerung der Schwermetalle ins Grundwasser oder Abtransport über Erosion wurden nicht untersucht. Ausser bei Antimon und Chrom VI ist dieser Effekt jedoch kaum relevant.

Kritischer Fluss

²² Die Verwendung des Medians reduziert den Einfluss einzelner Extremwerte (z. B. wegen der Ausbringung von Kupfer als PSM auf Rebflächen) auf die Berechnung des aktuellen Flusses im Vergleich zum Mittelwert.

12.2.4 **Ökofaktor für Blei**

Tab. 68 > Ökofaktor für Blei in Boden in UBP/g Blei

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Pb/a)	29.4	B	Hochrechnung auf Bodenfläche gem. Definition VBBo	79.9
Aktueller Fluss (g Pb/(ha*a))	13.9	B	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b) und BAFU (2012a)	30.3
kritischer Fluss (g Pb/(ha*a))	19.4	b	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	19.4
Gewichtung (-)	0.51			2.44
Ökofaktor (UBP/g Pb)	17 000			31 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor ist deutlich kleiner gegenüber der Situation 2006, da der aktuelle Fluss und somit der Gewichtungsfaktor abgenommen haben.

12.2.5 **Ökofaktor für Cadmium**

Tab. 69 > Ökofaktor für Cadmium in Boden in UBP/g Cadmium

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Cd/a)	2.16	B	Hochrechnung auf Bodenfläche gem. Definition VBBo	2.98
Aktueller Fluss (g Cd/(ha*a))	0.99	B	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b) und BAFU (2012a)	1.25
kritischer Fluss (g Cd/(ha*a))	1.30	b	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	1.30
Gewichtung (-)	0.580			0.925
Ökofaktor (UBP/g Cd)	270 000			310 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor ist deutlich kleiner gegenüber der Situation 2006, da der aktuelle Fluss und somit der Gewichtungsfaktor abgenommen haben. Es ist anzunehmen, dass durch das Verbot von Cadmium in Akkumulatoren und Kunststoffen, die Problematik und somit auch der Ökofaktor in Zukunft weiter abnehmen werden.

12.2.6 **Ökofaktor für Kupfer**

Tab. 70 > Ökofaktor für Kupfer in Boden in UBP/g Kupfer

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Cu/a)	118	B	Hochrechnung auf Bodenfläche gem. Definition VBBo	120
Aktueller Fluss (g Cu/(ha*a))	73.4	B	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	73.4
kritischer Fluss (g Cu/(ha*a))	58.0	b	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	58.0
Gewichtung (-)	1.60			1.60
Ökofaktor (UBP/g Cu)	14 000			13 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor ist leicht angestiegen gegenüber der Situation 2006 wegen dem etwas tieferen Normierungsfluss. Der Normierungsfluss hat leicht abgenommen, da die Bodenfläche gemäss VBBo von 3.06 Mio ha (BFS 2001) auf 3.04 Mio ha (BFS 2011b) abgenommen hat.

Kupfer wird auch als Pflanzenschutzmittel, insbesondere im Biolandbau, verwendet. Die Herleitung des Ökofaktors gemäss Teil 3, Kapitel 12.3 (Pflanzenschutzmittel, PSM) führt jedoch zu einem deutlich tieferen Ökofaktor, weshalb der in Tab. 70 ausgewiesene Ökofaktor verwendet wird.

12.2.7 Ökofaktor für Zink

Tab. 71 > Ökofaktor für Zink in Boden in UBP/g Zink

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Zn/a)	763	B	Hochrechnung auf Bodenfläche gem. Definition VBBo	870
Aktueller Fluss (g Zn/(ha*a))	442	B	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b) und BAFU (2012a)	473
kritischer Fluss (g Zn/(ha*a))	303	b	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	303
Gewichtung (-)	2.12			2.44
Ökofaktor (UBP/g Zn)	2 800			2 800

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Die Änderungen im Normierungsfluss, aktuellen Fluss und Gewichtungsfaktor führen zu einem unveränderten Ökofaktor gegenüber der Situation 2006.

12.3 Pflanzenschutzmittel (PSM)

12.3.1 Ökologische Wirkung

Pflanzenschutzmittel (PSM) sind gemäss Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV 2010) Schutzmittel, Regulatoren für die Pflanzenentwicklung und Mittel zum Schutz von Erntegütern. Dies können Stoffe, Organismen und Zubereitungen sein, die unter anderem dazu bestimmt sind, unerwünschte Pflanzen oder Pflanzenteile zu vernichten. Safener²³ und Synergisten²⁴ gelten ebenfalls als Pflanzenschutzmittel. Hier werden die chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel betrachtet. Die mit ihrer Anwendung verbundenen Umweltprobleme sind abhängig von der primären Wirkung, der ausgebrachten Menge, der Abbaugeschwindigkeit und dem Transportverhalten (Mobilität) der Wirkstoffe und von der Art und dem Verhalten der Abbauprodukte und Rückstände.

²³ Stoffe oder Zubereitungen, die einem Pflanzenschutzmittel beigefügt werden, um die phytotoxische Wirkung des Pflanzenschutzmittels auf bestimmte Pflanzen zu unterdrücken oder zu verringern

²⁴ Stoffe oder Zubereitungen, die keine oder nur eine schwache Wirkung nach Absatz 1 der PSMV aufweisen, aber die Wirkung des Wirkstoffs oder der Wirkstoffe in einem Pflanzenschutzmittel verstärken

Pflanzenschutzmittel werden vor allem auf offenen Ackerflächen, den grossen Kulturen, angewendet sowie in den Spezialkulturen Obst- und Weinbau. Auf Grünlandflächen ist der Einsatz gering (BLW 2000).

Esbjerg et al. (2002) wiesen in einem Feldversuch in Dänemark nach, dass die Pestizid-Dosis nicht nur mit der Pflanzenbiodiversität korreliert (was v. a. bei Herbiziden der erwünschte Effekt ist), sondern auch die Biodiversität von nicht zur Zielgruppe gehörenden Lebewesen, wie Spinnen, Tausendfüsslern und Vögeln, reduziert.

Die Verfrachtung von Bodenpartikeln mit dem Wind und atmosphärischer Transport von Pflanzenschutzmitteln hat dazu geführt, dass die Wirkstoffe zwischenzeitlich auch in Bergseen und im Regen nachweisbar sind. Für den Menschen problematisch werden die Pflanzenschutzmittel insbesondere bei der Nutzung von Grundwasser als Trinkwasser. In der Schweiz wird mit den bestehenden NAQUA-Messkampagnen zwar eine grosse Anzahl an Pestiziden regelmässig im Grundwasser analysiert, Messungen von einigen besonders mobilen Pestizid-Abbauprodukten fehlen jedoch (Hanke et al. 2007).

12.3.2 Charakterisierung

Die empfohlene Aufwandmenge für Pflanzenschutzmittel (PSM) – bezogen auf die Wirkstoffmenge – variiert um etwa einen Faktor 1000 zwischen traditionellen PSM, die in Mengen von mehreren Kilogramm pro Hektare ausgebracht werden (z. B. Atrazin, Kupfer, Schwefel) und modernen PSM, bei denen zum Teil wenige Gramm pro Hektare genügen (z. B. Triflursulfuron, (BUWAL 2003a).

Es wird davon ausgegangen, dass die Standarddosis (ausgedrückt in kg/ha) eines Pflanzenschutzmittels in erster Näherung ein Mass für dessen Wirksamkeit darstellt – je höher die erlaubte Dosis, desto geringer die Wirkung pro Masseneinheit. Mangels besseren Wissens um die ökologischen Nebenwirkungen der PSM wird angenommen, dass die spezifische Wirksamkeit bezüglich der gewünschten Wirkung und der Nebenwirkungen parallel verläuft. Der Charakterisierungsfaktor wird deshalb umgekehrt proportional zur gewichteten Standarddosis angesetzt.

Die Standarddosis eines Pflanzenschutzmittels ist abhängig von der Kultur, die behandelt werden soll und manchmal auch vom zu bekämpfenden Schädling. Um eine durchschnittliche Standarddosis zu erhalten, werden diese Werte mit der schweizerischen Anbaufläche gewichtet.

Die Daten zur Standarddosis stammen aus dem schweizerischen Pflanzenschutzmittelverzeichnis (BLW 2012). Die PSM, die nicht im Verzeichnis aufgeführt sind, z. B. weil sie in der Schweiz nicht zugelassen sind, basieren auf Datenblättern der PSM-Hersteller, auf Daten der EU Pflanzenschutzmitteldatenbank (Directorate General for Health & Consumers 2008), oder einer nordamerikanischen Pestiziddatenbank (Kegley 2011).

Als Bezugsgrösse zur Charakterisierung wird Glyphosat verwendet. Glyphosat wird in der Schweiz verbreitet als PSM (Herbizid) eingesetzt. Alle in der Schweiz verkauften Wirkstoffe sowie diejenigen PSM, welche im ecoinvent Datenbestand v2.2 enthalten

sind, werden soweit möglich charakterisiert. Die Pflanzenschutzmittelverkaufsliste²⁵ der Schweiz beinhaltet unter anderem Substanzen der Kategorien Netzmittel, Desinfektionsmittel und Wundverschlussmittel. Diese Substanzen wurden nicht berücksichtigt, da einerseits die Standarddosen nicht bestimmbar sind oder sie andererseits nicht als Wirkstoffe im herkömmlichen Sinn klassifiziert werden können und somit auch nicht in der Pflanzenschutzmittelverordnung aufgelistet sind. Im Weiteren soll darauf hingewiesen werden, dass nur PSM berücksichtigt werden, die auf landwirtschaftliches Nutzland ausgebracht werden. Pflanzenschutzmittel, die ausschliesslich im Hausgarten, auf Golfplätzen oder in der Forstwirtschaft zugelassen sind, werden nicht berücksichtigt. Tab. 73 zeigt für ausgewählte Pflanzenschutzmittel die Standarddosen und Charakterisierungsfaktoren. Die vollständige Liste ist im Anhang A5 zu finden.

12.3.3 Normierung

Da eine Charakterisierung vorgenommen wird, entspricht der Normierungsfluss der Summe der charakterisierten Mengen der in der Schweiz im Jahr 2010 verkauften Pflanzenschutzmittel. Substanzen aus dem ecoinvent Datenbestand v2.2, die in der Schweiz nicht verkauft werden, sind deshalb vom charakterisierten Normierungsfluss ausgeschlossen. Dies ergibt einen jährlichen Fluss von rund 8200 t Glyphosat-eq²⁶.

12.3.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht dem nicht charakterisierten Total der Pflanzenschutzmittelverkäufe. Diese beliefen sich im Jahr 2010 auf ca. 2200 t (Gewicht bezogen auf die Wirkstoffmenge, BLW 2011). Während die Verkaufszahlen der Pflanzenschutzmittel bis 2005 auf den Angaben der Mitgliedsfirmen der Schweizerischen Gesellschaft für Chemische Industrie (SGCI) beruhen, sind seit 2006 die Verkaufszahlen aller Firmen, die Pflanzenschutzmittel verkaufen, verfügbar. Dies führt zu einem Sprung in den Verkaufszahlen (BLW 2011). Die Werte vor 2006 sind nicht mehr direkt vergleichbar mit denjenigen ab 2006.

Aktueller Fluss

Als Ziel wurde vom Bundesamt für Landwirtschaft bis ins Jahr 2005 eine Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln um 30 % gegenüber dem Stand 1990/1992 (Mittelwert, 2100 t/a) angestrebt (BLW 2000). Diese Zielsetzung wurde im Jahr 2003 knapp erreicht (Poiger et al. 2005). Durch den Wechsel der Informationsgrundlage zu den Verkaufszahlen muss der absolute Wert des kritischen Flusses angepasst werden. Die Verkaufsmengen betragen 2005 ca. 1400 Tonnen (alte statistische Grundlage), im Jahr 2006 ca. 1900 Tonnen (neue statistische Grundlage, BLW 2011). Unter der Annahme, dass die tatsächlichen Verkaufsmengen 2006 gleich hoch waren wie denjenigen von 2005, werden die eingesetzten Mengen von 1990/1992 mit einem Faktor 1.36 skaliert. Dies resultiert in einem Mittelwert der Verkaufsmenge von 2850 t/a für den Referenzzeitraum 1990/1992. Eine Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln um 30 % entspricht somit einem kritischen Fluss von rund 2000 t/a.

Kritischer Fluss

Die im Rahmen der Agrarpolitik 2014 bis 2017 vorgesehenen Ressourceneffizienzbeiträge fördern den zielgerichteten und schonenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

²⁵ Das Dokument enthält eine Liste der verkauften Substanzen und vertrauliche Informationen zu den verkauften Mengen. Die Autoren hatten keine Einsicht in diese vertraulichen Informationen.

²⁶ Persönliche Mitteilung, Norbert Egli, Bundesamt für Umwelt, 7.8.2012

und tragen damit zu einem geringeren Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Umwelt bei (Schweizerischer Bundesrat 2011a). Der Bundesrat erwartet eine leichte Abnahme der Pflanzenschutzmittelverkäufe. Mit 2208 Tonnen liegt der aktuelle Fluss rund 11 % über dem kritischen Fluss. Der neu definierte kritische Fluss repräsentiert somit auch die Erwartung einer leichten Abnahme der Pflanzenschutzmittelverkäufe gemäss dem bundesrätlichen Vorschlag zur neuen Agrarpolitik 2014 bis 2017.

12.3.5 Ökofaktor für durchschnittliches Pflanzenschutzmittel

Tab. 72 > Ökofaktor für die Emission von Pflanzenschutzmitteln in den Boden in UBP/g Glyphosat-eq

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Glyphosat-eq/a)	8 241	A		1 507 t PSM-eq/a
Aktueller Fluss (t PSM/a)	2 208	A	Bezugsjahr 2010, BLW (2011)	1 577
Kritischer Fluss (t PSM/a)	1 995	b	Reduktion gegenüber 1990/92 um 30 %, BLW (2000), siehe Teil 3, Kap. 12.3.4	1 500
Gewichtung (-)	1.22			1.11
Ökofaktor (UBP/g Glyphosat -eq.)	150			730 UBP/g PSM-eq

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Eine vollständige Datengrundlage bezüglich Verkaufsmengen der PSM und die Anpassung der Charakterisierung führen zu einem deutlich höheren Normierungsfluss und somit zu einem tieferen Ökofaktor im Vergleich zu 2006.²⁷ Die Zielsetzung (Reduktion der Verkaufsmenge um 30 %) ist dieselbe wie 2006. Seit 2006 werden die Pflanzenschutzmittelverkäufe in der BLW Statistik vollständig erfasst. Der kritische Fluss in der Version 2006 ist daher unterschätzt und wurde für den Ökofaktor 2013 nach oben skaliert (siehe auch Teil 3, Kap. 12.3.4). Glyphosat hatte 2006 einen Ökofaktor von 660 UBP/g. Der Ökofaktor ist also deutlich tiefer. Bezogen auf den Austrag von PSM in der Schweiz ist aber die Umweltbelastung leicht gestiegen.

12.3.6 Ökofaktoren weiterer Pflanzenschutzmittel

Mit der in Teil 3, Kapitel 12.3.2 beschriebenen Charakterisierung anhand der Standarddosis von PSM können Ökofaktoren für einzelne PSM berechnet werden. Tab. 73 vermittelt einen Überblick über Charakterisierungs- und Ökofaktoren ausgewählter Substanzen. Die vollständige Liste befindet sich im Anhang A5.

²⁷ Der Charakterisierungsfaktor von Glyphosat liegt nahe am Durchschnitt der in der Schweiz 2006 eingesetzten Pflanzenschutzmittel. Deshalb sind die beiden Ökofaktoren 2006 und 2013 trotz unterschiedlicher Referenzsubstanz vergleichbar.

Tab. 73 > Ökofaktoren ausgewählter PSM

Wirkstoff	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungs-Faktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)
Herbizide				
Atrazin	1000	2.4	360	1600
Dinitrokresol (DNOC)	18 300	0.13	20	88
Glyphosat	2 440	1.0	150	660
Metsulfuron-methyl	6	420	63 000	250 000
Insektizide				
Bifenthrin	18	130	20 000	88 000
Chlorpyrifos-ethyl	403	6.1	920	2 500
Mineralöl	5 310	0.46	69	43
Fungizide				
Folpet	2 560	0.95	140	880
Kupfer *	866	2.8	(420)*	370*
Metconazol	89	28	4 200	18 000

Die vollständige Tabelle befindet sich in Anhang A5

* Der über den Schwermetalleintrag in den Boden ermittelte Ökofaktor von Kupfer (siehe Kapitel 4.2) liegt bei 14 000 UB/g und ist somit deutlich höher als der über den PSM-Eintrag ermittelte Ökofaktor. Es gilt der Grundsatz, dass jeweils der höchste der resultierenden Ökofaktoren verwendet wird.

13 > Ressourcen

13.1 Übersicht

Die Entnahme von Ressourcen aus der Natur wird ebenfalls mit einem Ökofaktor gewichtet. Bisher wurde im Konzept der ökologischen Knappheit der Verbrauch energetischer Ressourcen, von Wasser, Kies und der Landnutzung gewichtet. Neu werden weitere Ressourcenverbräuche in die Beurteilung einbezogen. Bei den Energieressourcen (Teil 3, Kap. 13.2) wird zwischen einem Ökofaktor für erneuerbare (begrenzte Erneuerungsrate) und nicht-erneuerbare Energien (begrenzter Vorrat) unterschieden. Dadurch wird bei der Energie den unterschiedlichen Nachhaltigkeitsaspekten dieser Energiearten Rechnung getragen. Darüber hinaus werden Ökofaktoren für die Landnutzung (Teil 3, Kap. 13.3), für die verdünnende Nutzung von mineralischen Primärressourcen (Teil 3, Kap. 13.4, neu aufgenommen in der vorliegenden Version), für den Abbau von natürlichem Kies (Teil 3, Kap. 13.5) sowie von Süsswasser (Teil 3, Kap. 13.6) definiert, da diese zunehmend als ökologisch knapp beurteilt werden.

13.2 Energieressourcen

13.2.1 Ökologische Bedeutung

In der Bundesverfassung (2012, Art. 89) wird das Ziel der rationellen und umweltverträglichen Energieversorgung mit der Sicherheit und Wirtschaftlichkeit der Versorgung im selben Satz genannt: *«Bund und Kantone setzen sich im Rahmen ihrer Zuständigkeiten ein für eine ausreichende, breit gefächerte, sichere, wirtschaftliche und umweltverträgliche Energieversorgung sowie für einen sparsamen und rationellen Energieverbrauch.»*

Es sind nicht nur die nicht-erneuerbaren Energieträger, wie Öl, Gas, Uran, in begrenzten Mengen vorhanden, sondern auch die Erneuerbaren. Die Sonne als treibende Kraft der meisten erneuerbaren Energien liefert nur eine begrenzte Menge Energie pro Zeit auf die Erde. Zudem wird ein Teil dieser Energie benötigt um das Ökosystem Erde in Betrieb zu halten, z. B. die biogene Produktion von Sauerstoff, Bestäubung und Transport von Samen mittels Wind, aufrecht Erhalten des Wasserkreislaufs, Bereitstellung von Tageslicht, etc. Auch ist der Wirkungsgrad bei der Umwandlung von solarer Energie in erneuerbare Energieträger relativ tief. Welcher Anteil der erneuerbaren Energie nachhaltig technisch genutzt werden kann, ist deshalb unbekannt. Zumindest lässt sich folgern, dass eine obere Nutzungsgrenze auch für erneuerbare Energien existiert. Es ist deshalb sinnvoll, dass erneuerbare ebenso wie die nicht-erneuerbaren Energieträger einen Ökofaktor erhalten.

Erneuerbare Energien weisen bei der Umwandlung in Endenergie zwar oft einen tiefen technischen Wirkungsgrad auf, insbesondere wenn Sonnenstrahlung in Form von Biomasse genutzt wird. Auf Grund des verbleibenden ökologischen Nutzens verpufft die technisch nicht genutzte Energie jedoch nicht nutzlos. Deshalb wird bei erneuerbaren Energien die geerntete Primärenergie beurteilt.

Bei den nicht-erneuerbaren Energieträgern, die keine weiteren ökologischen Nutzen haben, soll möglichst die gesamte in der Ressource enthaltene Energie genutzt werden, weshalb hier der Ökofaktor auf den Primärenergiegehalt angewendet wird.

Bei erneuerbaren wie bei nicht-erneuerbaren Energieressourcen entspricht die bewertete Energie der geernteten Energiemenge: dem Energieinhalt der geernteten Biomasse, der Rotationsenergie bei Wind- und Wasserkraftwerken, der an den Inverter gelieferten elektrischen Energie bei Photovoltaikanlagen, der an den Wärmespeicher gelieferten Wärmeenergie vom Solarkollektor beziehungsweise der der Geosphäre entnommenen Energiemenge in Form von Rohöl, Rohsteinkohle, Braunkohle, Erdgas, Erdwärme und spaltbarem Uran. Damit steht ein konsistentes Konzept zur Beurteilung des Primärenergiebedarfs zur Verfügung.

Der Ökofaktor für den Energieverbrauch bewertet die Knappheit der Energieressource; die über Emissionen verursachten Umweltauswirkungen der Energienutzungen werden durch die entsprechenden Ökofaktoren für Luft-, Gewässer- und Bodenbelastungen berücksichtigt.

13.2.2 Charakterisierung

Ein Ziel der 2000-Watt-Gesellschaft (vgl. auch Teil 3, Kapitel 13.2.4) ist, nebst der Reduktion des Energieverbrauchs auch die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energieträger: Von den 2000 Watt pro Person sollen 1500 Watt aus erneuerbaren Quellen gedeckt werden (Schweizerischer Bundesrat 2012). Als Referenz gilt die heute übliche Energieversorgung mit nicht-erneuerbaren Energieträgern (d. h. Charakterisierungsfaktor von 1 MJ-eq./MJ nicht-erneuerbare Energie). Erneuerbare Energieträger sollen drei Mal mehr Energie bereitstellen als die nicht-erneuerbaren, woraus ein politisch begründeter Charakterisierungsfaktor von $\frac{1}{3}$ MJ-eq./MJ resultiert (Tab. 74). Mit anderen Worten werden 3 MJ Energie aus erneuerbaren Quellen gleich bewertet wie 1 MJ aus nicht-erneuerbarer Quelle.

Tab. 74 > Charakterisierungsfaktoren für erneuerbare und nicht-erneuerbare Energieträger, basierend auf Schweizerischem Bundesrat (2012)

	Charakterisierungsfaktor (MJ Öl-eq./MJ)
nicht-erneuerbare Energie	1
erneuerbare Energie	$\frac{1}{3}$

13.2.3 Normierung

Die Gesamtenergiestatistik (BFE 2011) weist die Energiebilanz der Schweiz nach Energieträgern aus (siehe Tab. 75). Sie umfasst die inländische Erzeugung sowie die Importe und Exporte. Durch die Verwendung von Energieträger-Zusammensetzungen und Brennwert-Umrechnungsfaktoren aus Bébié et al. (2009) und Primärenergiefaktoren aus Frischknecht et al. (2012) wird dieser Endverbrauch an Energieträgern in den Primärenergieverbrauch der Schweiz umgerechnet. Als Normierung wird der charakterisierte Primärenergiebedarf verwendet. Dazu werden der erneuerbare und der nicht-erneuerbare Energieverbrauch mit den entsprechenden Charakterisierungsfaktoren ($\frac{1}{2}$ und 1 MJ Öl-eq/MJ) multipliziert. Dies resultiert in einem Normierungsfluss von 1400 PJ-Öl-eq./a.

13.2.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht dem Primärenergieverbrauch der Schweiz im Jahr 2010 und beläuft sich auf 1500 PJ/a (siehe Tab. 75).

Aktueller Fluss

Tab. 75 > Verbrauch von Endenergie nach Energieträgern in der Schweiz gemäss Energiestatistik 2010 (BFE 2011) und dessen Umrechnung in den charakterisierten Primärenergieverbrauch

	Energieverbrauch (unterer Heizwert) (TJ)	Zusammen- setzung	Verhältnis Heizwert / Brennwert	Energieverbrauch (Brennwert) (TJ)	Primär- energiefak- tor, total	Primärenergie- verbrauch, total (TJ)	Primärenergieverbrauch, charakterisiert (TJ Öl-eq.)
Total						1 537 631	1 428 329
Fossile Energieträger							
Heizöl extra-leicht	191 460		0.94	203 681	1.24	252 261	251 192
Heizöl mittel und schwer	2 230		0.94	2 372	1.24	2 938	2 926
Petrolkoks	1 640		0.94	1 745	1.69	2 947	2 934
übrige Erdölbrennstoffe	4 190		0.94	4 457	1.24	5 521	5 497
Gas	115 510		0.90	128 344	1.12	143 446	143 137
Benzin	134 650		0.93	144 785	1.29	186 409	186 044
Diesel	98 780		0.94	105 085	1.22	127 870	127 667
Flugtreibstoffe	61 400		0.94	65 319	1.19	77 707	77 593
Flüssigpropan/Flüssigbutan	0		0.92	-	1.18	0	0
Kohle	6 420						
Steinkohle		72.7 %	0.96	4 862	1.21	5 862	5 839
Braunkohlebriketts		19.4 %	0.96	1 299	1.21	1 566	1 560
Steinkohlekoks		7.9 %	0.96	527	1.69	890	886
Biomasse							
Holz	38 090						
Stückholz		45.0 %	0.92	18 631	1.06	19 731	7 226
Holzschnitzel		50.0 %	0.90	21 161	1.14	24 203	8 965
Pellets		5.0 %	0.91	2 093	1.22	2 559	1 146
Biogas	1 620		0.90	1 800	0.37	666	626

Sonne/Wind/Geothermie

Sonnenenergienutzung	1850			1850	1.85	3419	1437
Umweltwärmenutzung	10850						
Wärmequelle: Luft		40.0%		4340	0.66 ^a	2850	559
Wärmequelle: Sole oder Wasser		60.0%		6510	0.77 ^a	5004	1310

Weitere Energieträger

Industrieabfälle	10030			10030	0.06	584	533
Fernwärme CH Durchschnitt	17260			17260	0.85	14747	14070
Elektrizität CH Verbrauchermix	215230			215230	3.05	656452	587185

^a der Anteil Strom wird abgezogen, da der Strom separat unter «Weitere Energiequellen» aufgelistet wird. Der Anteil Strom am PEF_{total} der Wärmequelle Luft beträgt 62.3% und am PEF_{total} der Wärmequelle Sole oder Wasser 50.3%.

Zur Bestimmung des Gewichtungsfaktors wird das Ziel der 2000-Watt-Gesellschaft verwendet (Schweizerischer Bundesrat 2012). Die 2000-Watt-Gesellschaft ist ein langfristiges Ziel ohne konkrete Jahresvorgabe zur Zielerreichung: Erwähnt werden je nach Studie das Jahr 2050, 2100 oder 2150 (Koschenz & Pfeiffer 2005, Spreng & Semadeni 2001, Würsten 2003). Das Ziel ist jedoch in jedem Falle langfristig. Die Verwendung eines in ferner Zukunft liegenden, sehr tief angesetzten Zieles würde die Problematik und Dringlichkeit gegenüber anderen Umweltproblemen stark überbetonen. Als aktueller Zeithorizont der Politik in Klima- und Energiebelangen wird ein Zeitraum zwischen 2030 und 2035 betrachtet. Das langfristige Ziel wird als 2050 angenommen, und danach auf das Jahr 2035 interpoliert.

Kritischer Fluss

Für den nahen Zeitpunkt wird der kritische Fluss gleich dem aktuellen Fluss gesetzt, da im Moment keine konkreten und gesetzlich oder politisch festgelegten kurzfristigen Reduktionsziele vorliegen. Als langfristiges Reduktionsziel gilt 2000 Watt/Person und das Jahr 2050. Die Bevölkerungszahl stammt aus dem mittleren Szenario des BFS (2010), wonach für das Jahr 2050 eine ständige Wohnbevölkerung von 8.98 Mio. Einwohner erwartet wird.

13.2.5 Ökofaktoren für Energie

Tab. 76 > Die Ökofaktoren für Primärenergieverbrauch gemäss den Zeitpunkten 2013 und 2050 in UBP/MJ Öl-eq.

	Ziel 2013	Q	Ziel 2050	Q	Bemerkungen
Normierung (PJ Öl-eq./a)	1428	A	1428	A	Charakterisierte Energiemenge
Aktueller Fluss (PJ/a)	1538	A	1538	A	
Kritischer Fluss (PJ/a)	1538	b	566	b	
Gewichtung (-)	1.00		7.37		
Ökofaktor (UBP/MJ Öl-eq.)	0.70		5.16		Basis für die Interpolation

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Ökofaktor der Zeitpunkte

Bei den gewählten Zielzeitpunkten ergibt sich ein Faktor sieben zwischen nahem und langfristigem Ziel (Tab. 76). Ersteres würde die Situation unterschätzen, während letzteres die Problematik übergewichtet, da das Ziel erst in gut 35 Jahren erreicht werden muss. Im Folgenden wird der Ökofaktor, wie oben erläutert, auf 2035 interpoliert.

Interpolierter Ökofaktor

Tab. 77 > Ökofaktor für den Verbrauch von Energieäquivalenten in UBP/MJ Öl-eq. berechnet aus den Zielen für 2013 und 2050 und interpoliert auf 2035

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (PJ Öl-eq./a)	1 428	A	Charakterisierte Energiemenge	1 030
Aktueller Fluss (PJ/a)	1 538			
Kritischer Fluss (PJ/a)	693		Berechnet aus interpolierter Gewichtung und aktuellem Fluss	
Gewichtung (-)	4.92	b	Interpolation der Gewichtung 2013 und 2050	3.38
Ökofaktor (UBP/MJ Öl-eq.)	3.4		Energie-Ökofaktor interpoliert auf 2035	3.3

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

13.2.6 Ökofaktoren für erneuerbare und nicht-erneuerbare Energieträger

Tab. 78 > Ökofaktoren für erneuerbare Endenergie und nicht-erneuerbare Primärenergie in UBP/MJ erneuerbare bzw. nicht-erneuerbare Energie

	Charakterisierung (PJ Öl-eq./PJ)	Normierung (PJ Öl-eq./a)	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2013 (UBP/MJ Öl-eq)	Ökofaktor 2006 (UBP/MJ Öl-eq)
nicht-erneuerbare Primärenergie	1	1 428	4.92	3.4	3.3
erneuerbare Endenergie	0.33	1 428	4.92	1.1	1.1

Ökofaktoren für erneuerbare Primärenergie siehe Tab. 79.

Der Energiegehalt von nicht energetisch genutzten Energieressourcen (sog. Feedstockenergie, beispielsweise bei der Nutzung von Kohlenwasserstoffen als Kältemittel oder von Holz in einem Gebäude) wird ebenfalls mit einem Primärenergiefaktor bewertet. Allerdings soll lediglich der verbrauchende Anteil bewertet werden (siehe hierzu Abschnitt 13.4.7).

13.2.7 Anwendungsanweisung betreffend ecoinvent Datenbestand v2.2

Die Anwendung der beiden Energie-Ökofaktoren auf die im ecoinvent Datenbestand v2.2 ausgewiesenen Energieressourcen ist in der Tab. 79 dargelegt.

Ökofaktoren üblicher Energieträger

Liegen einer Sachbilanz andere Annahmen bezüglich Energiegehalt und Erntegrad zu Grunde, müssen die Ökofaktoren nach dem gleichen Schema auf die eigenen Bedürfnisse angepasst werden.

Tab. 79 > Ökofaktoren für den Verbrauch von Primärenergieressourcen. Berechnung mit dem Ökofaktor aus Tab. 78 und den Energiewerten gemäss Hischier et al. (2010)

	Energiegehalt	Ökofaktor Primärenergie 2013	
Fossile Energie			
Rohöl (vor Aufbereitung)	45.8 MJ/kg	160	UBP/kg
Erdgas (vor Aufbereitung)	38.3 MJ/Nm ³	130	UBP/Nm ³
Grubengas	39.8 MJ/Nm ³	140	UBP/Nm ³
Steinkohle (in Mine)	19.1 MJ/kg	65	UBP/kg
Braunkohle (in Mine)	9.9 MJ/kg	34	UBP/kg
Kernenergie			
Uran (im Erz)	560 000 MJ/kg	1 900 000	UBP/kg
Biomasse			
Energie in Biomasse	1 MJ/MJ	1.1	UBP/MJ
Energie in Biomasse, Kahlschlag Primärwald	1 MJ/MJ	3.4	UBP/MJ
Laubholz, im Wald ^{a)}	19.6 MJ/kg	22	UBP/kg
Nadelholz, im Wald ^{a)}	20.4 MJ/kg	22	UBP/kg
Wasser			
Potentielle Energie des Wassers im Staubecken ^{b)}	0.95 MJ _e /MJ	1.0	UBP/MJ
Weitere erneuerbare Energien			
kinetische Energie in Wind ^{b)}	0.93 MJ _e /MJ	1.0	UBP/MJ
Solarenergie in Sonnenstrahlung ^{b)}	0.91 MJ _e u. t/MJ	1.0	UBP/MJ
geothermische Energie ^{b)}	1.00 MJ _e /MJ	1.1	UBP/MJ
^{a)} Holz darf nur bewertet werden, wenn es nicht bereits als Energie in Biomasse berücksichtigt ist, da sonst eine Doppelzählung erfolgt.			
^{b)} Der Ernteegrad (geerntete Menge Primärenergie) beträgt gemäss dem ecoinvent Datenbestand v2.2: Wasser = 0.95; Wind = 0.93; Sonne = 0.91 (Durchschnitt aus Photovoltaik (0.935) und Sonnenkollektoren (0.885)); Geothermie = 1.00.			

13.3 Landnutzung

13.3.1 Einführung

Die Fläche der Schweiz (41 285 km²) kann basierend auf den Informationen aus der Arealstatistik 2004/09 (BFS 2011b) in vier grobe Nutzungsarten aufgeteilt werden:

1. 7.3 % Siedlungsflächen (Gebäude, Verkehrsflächen, Erholungs- und Grünanlagen, Deponien, Baustellen)
2. 36.2 % landwirtschaftliche Nutzflächen (Wiesen, Ackerland, Obstgärten)
3. 30.9 % bestockte Flächen (Wald, Gebüschwald, Gehölze)
4. 25.5 % unproduktive Flächen (Fels, Eis, Seen, Flüsse, Gletscher)

Gemäss dem Raumplanungsgesetz (RPG 2012) soll Boden haushälterisch genutzt und der Zersiedlung entgegengewirkt werden. Trotzdem dehnte und dehnt sich die Siedlungsfläche weiter aus. Gemäss Arealstatistik Schweiz 2004/09 wächst die Siedlungs-

fläche weiterhin um rund einen Quadratmeter pro Sekunde, zumeist auf Kosten von Landwirtschaftsland im Mittelland. In abgelegenen Gegenden wandelt sich ungenutztes Landwirtschaftsland wieder in bestockte Flächen um. Obwohl die unproduktiven Flächen dauernden Veränderungen ausgesetzt sind, bleibt ihre Gesamtfläche in etwa konstant (BFS 2011b).

Die Siedlungsfläche der Schweiz (3027 km²) setzt sich gemäss BfS (BFS 2011b) wie folgt zusammen:

- > 50.4 % Gebäudeareale
- > 31.0 % Verkehrsflächen
- > 7.3 % Industrieareale
- > 5.2 % besondere Siedlungsflächen
(Ver- und Entsorgungsanlagen, Abbau- und Deponieflächen, Baustellen)
- > 6.1 % Erholungs- und Grünanlagen

Die Siedlungsfläche wächst, weil die Flächenansprüche pro Person zunehmen und die in der Schweiz lebende Bevölkerung zunimmt. Der Bundesrat hat in der «Strategie Nachhaltige Schweiz 2002» das Ziel festgelegt, den zusätzlichen Bedarf möglichst durch eine Entwicklung nach innen, das heisst mit einer besseren Ausnutzung der bestehenden Siedlungsfläche, zu decken (Schweizerischer Bundesrat 2012).

13.3.2 Ökologische Wirkung

Boden ist eine knappe, nicht erneuerbare Ressource. Quantitativer Bodenverlust, Versiegelung, Verdichtung, Überdüngung, Schadstoffeinträge und Verlust an organischer Substanz sind die Hauptprobleme, die zur Verarmung der biologischen Vielfalt im und über dem Boden in der Schweiz führen. Natürlich gewachsene Böden bilden die Grundlage der Biodiversität (BAFU 2012d).

Die Biodiversität erbringt unverzichtbare Leistungen für Gesellschaft und Wirtschaft, sogenannte Ökosystemleistungen. Die Vielfalt dieser Leistungen ist immens: Unter anderem liefert Biodiversität Nahrung, beeinflusst das Klima, erhält die Wasser- und Luftqualität, ist Bestandteil der Bodenbildung und bietet nicht zuletzt dem Menschen Raum für Erholung. Eine Verschlechterung des Zustands der Biodiversität führt zu einer Abnahme dieser Leistungen und somit zu einer Gefährdung einer nachhaltigen Entwicklung von Wirtschaft und Gesellschaft (BAFU 2012d).

13.3.3 Charakterisierung

Zur Charakterisierung der Landnutzung wird die Methode von de Baan et al. (2012) verwendet, welche die verschiedenen Landnutzungstypen aufgrund ihrer Biodiversität (Pflanzen, Wirbeltiere, wirbellose Lebewesen) beurteilt. Aus dem Biodiversitätsmonitoring Schweiz und der Globio3 Datenbank (Alkemade et al. 2009) leitet de Baan et al. (2012) sogenannte Charakterisierungsfaktoren für BDPs (biodiversity damage potential) für verschiedene Landnutzungstypen verschiedener Biome her, welche die erwartete Artenzahl und die beim Landnutzungstyp tatsächlich vorgefundene Anzahl Arten widerspiegeln.

Biodiversität

Für die BDPs werden die Werte für den globalen Durchschnitt der verschiedenen Landnutzungstypen gemäss de Baan et al. (2012) verwendet. Als Referenzzustand bezüglich Biodiversität wählt de Baan et al. (2012) natürliche Wälder. Somit ist für die Bestimmung des Rückgangs der Artenvielfalt die Differenz zwischen der Biodiversität einer bestimmten Landnutzung und der Biodiversität der Landnutzung «natürlicher Wald» massgebend. Als Referenz-»Substanz« zur Bestimmung der Charakterisierungsfaktoren wird die Landnutzung «Siedlungsgebiet» gewählt. Die Nutzung von 1 m² Siedlungsgebiet während eines Jahres entspricht somit 1 m²a Siedlungsgebiet-Äquivalent.

Um einen für Ökobilanzen geeigneten Detaillierungsgrad zu erhalten werden die Landnutzungskategorien der Version 2006 (Frischknecht et al. 2008) übernommen, dessen Auswahl auf Köllner & Scholz (2007a; b) basiert. Die Charakterisierungsfaktoren aus de Baan et al. (2012) liegen jedoch nicht so detailliert vor. Fehlende Datenpunkte werden mit Hinweisen aus den Publikationen von de Baan et al. (2012) und Köllner & Scholz (2007a; b), Gleichsetzung mit ähnlichen Landnutzungstypen oder Interpolationen geschätzt. Details können dem Anhang A6 und dem Kapitel 13.3.4 im Teil 3 entnommen werden.

Die Nutzung von *Wasserflächen* und *vegetationslosen Flächen* (z. B. Fels) kann bisher nicht charakterisiert werden. Für Ökobilanzen sind diese Typen jedoch meistens bedeutungslos, weshalb die Vernachlässigung nicht stark ins Gewicht fallen sollte.

**Wasserflächen und
vegetationslose Flächen**

Für eine *unbekannte Nutzung*, wie ab und zu in Sachbilanzen anzutreffen, wird der mit der Flächennutzung in der Schweiz gewichtete BDP-Mittelwert verwendet.

unbekannte Nutzung

Der weltweit gültige Faktor für *landwirtschaftliche Landnutzung* wird für intensive Nutzungsarten verwendet, da der Anteil biologisch bewirtschafteter Landwirtschaftsflächen aus globaler Sicht gering ist.

landwirtschaftliche Nutzung

Die Charakterisierungsfaktoren einiger Flächenkategorien für unterschiedliche Biome sind in Tab. 83 dargestellt, die komplette Liste befindet sich im Anhang A6.

Tab. 80 > Globale Charakterisierungsfaktoren (in m² SF-eq) ausgewählter Landnutzungstypen gemäss de Baan et al. (2012)

CORINE+	Landnutzung	BDP global (-)
Siedlungsfläche		
111	Siedlung, zusammenhängend	0.44
112	Siedlung, unterbrochen	0.26
121a	Industrieareal, zusammenhängend >80 % versiegelt	0.44
121b	Industrieareal, unterbrochen <80 % versiegelt	0.26
Landwirtschaftliche Nutzflächen		
211b	Ackerland, unbewässert, konventionell	0.60
221	Dauerkultur, Wein	0.42
231a	Wiesen und Weiden, intensiv	0.33
Wald		
244	Agro-forstwirtschaftliche Flächen	0.20
311a	Wald, Laubwald, Plantagen	0.18
312	Wald, Nadelwald	0.04 ¹

Komplette Liste und Herleitung der Faktoren im Anhang A6. ¹ Herleitung siehe Teil 3, Kap. 13.3.4

13.3.4 Charakterisierung Waldnutzung

De Baan et al. (2012) weist BDP's für die Waldtypen «natürlicher Wald» und «genutzter Wald» aus, wobei natürlicher Wald als Referenz verwendet wird und dessen BDP Null beträgt. Der durchschnittliche Schweizer Wald muss auf diese beiden Nutzungstypen aufgeteilt werden.

Die Ergebnisse des Landesforstinventars (Brändli 2010) zeigen, dass der Schweizer Wald ein relativ naturnahes Ökosystem ist. Anhand eines Biotopwertmodells werden im Landesforstinventar verschiedene Indikatoren kombiniert, um eine ganzheitliche, räumlich differenzierte relative Beurteilung des Zustandes und der Entwicklung des Schweizer Waldes aus ökologischer Sicht zu ermöglichen. Aus diesen Untersuchungen folgt, dass 53.9 % der Schweizer Waldfläche einen hohen Biotopwert aufweist. Deshalb werden 53.9 % der Waldfläche das BDP für «natürlichen Wald» (entspricht 0) und den restlichen 46.1 % das BDP für «genutzten Wald» (entspricht 0.18) zugewiesen.

Der Wald übt verschiedene Funktionen aus. Einerseits ist unser Wald ein Holzlieferant. Daneben werden Wälder aber auch für Freizeitaktivitäten genutzt. Diese Multifunktionalität soll ebenfalls berücksichtigt werden. Dem Faktor für «genutzten Wald» wird nur derjenige Anteil zugeschrieben, welcher mit der Holznutzung zusammenhängt. Dafür wird eine ökonomische Allokation zwischen der Bruttowertschöpfung des Waldes und der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung zur Nutzung des Waldes als «Freizeitwald» durchgeführt. Die Bruttowertschöpfung des Waldes beläuft sich auf 373 Mio CHF (im Jahr 2006, BAFU 2012e), dies entspricht 292 CHF/ha. Die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung zur Nutzung des Waldes als «Freizeitwald» beläuft sich auf durchschnittlich 252 CHF/ha (berechnet aus BAFU (2008)). Der Anteil «Frei-

Waldnutzung Schweiz

zeitnutzung» an der gesamten Wertschöpfung des Waldes beträgt somit 46 % und dem geschlagenen Holz werden 56 % der Landnutzung zugewiesen.²⁸

Aus obiger Ausgangslage folgt, dass der Schweizer Durchschnittswald mit 25 % des BDP-Faktors für «genutzten Wald» (entspricht 0.18) und 75 % des BDP-Faktors für «natürlichen Wald» (entspricht 0) abgebildet werden kann. Somit ergibt sich für durchschnittlichen Schweizer Wald ein BDP-Faktor von 0.04.

13.3.5 Normierung

Der Normierungsfluss entspricht der charakterisierten Siedlungsfläche. Die Flächen der Landnutzungstypen der Siedlungsfläche (ohne Landwirtschafts-, Wald-, Wasser- und vegetationslose Flächen) mit ihrem jeweiligen Charakterisierungsfaktor ergeben einen Normierungsfluss von 2400 km² SF-eq*a.

13.3.6 Gewichtung

Der aktuelle Fluss bezieht sich auf die schweizerische Siedlungsfläche von derzeit 3000 km² (BFS 2011b).

Aktueller Fluss

Erklärtes Ziel ist es, die Siedlungsfläche auf 400 m² pro Einwohner zu stabilisieren (Schweizerischer Bundesrat 2012). Da dies ein längerfristiges Ziel ist, wird mit der zukünftigen Bevölkerungszahl von 8.84 Mio. gemäss dem mittleren Szenario für das Jahr 2035 des BfS (2010) gerechnet. Dies ergibt einen kritischen Fluss von 3500 km².

Kritischer Fluss

13.3.7 Ökofaktor für Siedlungsfläche

Tab. 81 > Ökofaktor für Landnutzung in UBP/m²a SF-eq. Siedlungsfläche

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (km ² *a SF-eq.)	2437	A	Charakterisierte Fläche	3378
Aktueller Fluss (km ²)	3027	A	gemäss Zwischenbericht Arealstatistik 04/09 in (BFS 2011b)	2791
Kritischer Fluss (km ²)	3535	a	Nachhaltigkeitsziel: 400 m ² pro Einwohner, (Schweizerischer Bundesrat 2002)	3224
Gewichtung (-)	0.73			0.749
Ökofaktor (UBP/(m ² *a SF-eq.))	300		Ökofaktor für Siedlungsgebiet	220

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6; SF-eq. = Siedlungsflächen-Äquivalent

²⁸ Hierbei handelt es sich um einen Aspekt der Sachbilanz der Forstwirtschaft. Da jedoch die derzeitigen Sachbilanzen der Forstwirtschaft 100 % der Pflegeaufwendungen der Holzgewinnung zuordnen, wird die Allokation auf der Ebene des Ökofaktors der Landnutzung vorgenommen. Sobald die Multifunktionalität der Waldnutzung in den Sachbilanzdaten reflektiert ist, müssen die Ökofaktoren der Waldnutzung entsprechend angepasst werden.

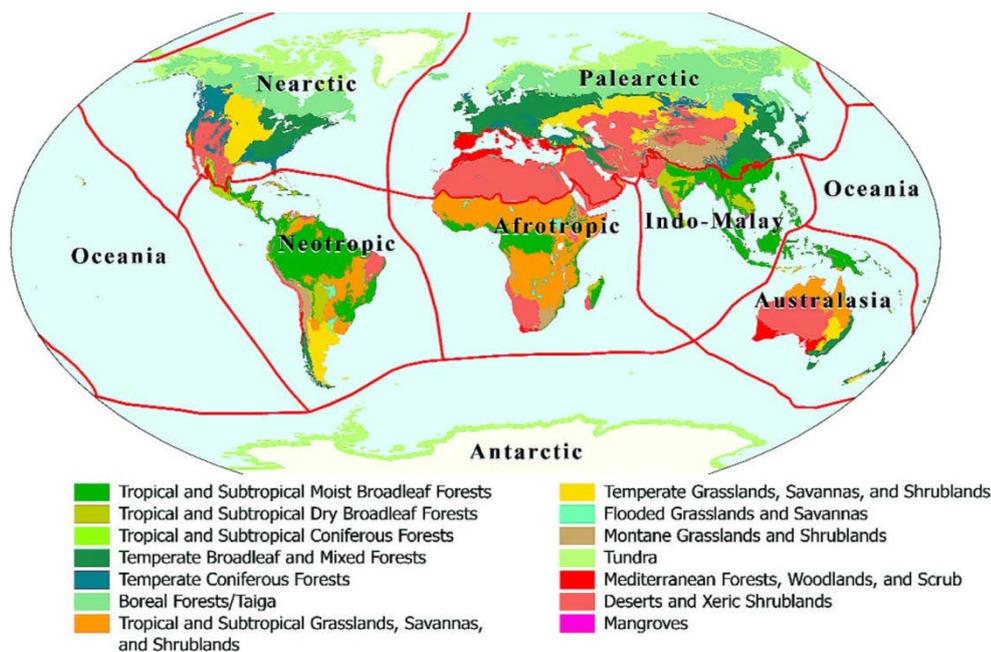
13.3.8 Landnutzung in Abhängigkeit der Biome

Menschliche Aktivitäten können zu umfangreichen Landnutzungsänderungen und damit zu einer starken Reduktion der Biodiversität führen. Ein Beispiel ist das Roden von Primärwäldern zu Gunsten einer landwirtschaftlichen Nutzung. Die bisher auf die schweizerische Situation fokussierte Bewertung der Landnutzung soll so ergänzt werden, dass auch eben beschriebene Landnutzungen bewertet werden können. Die Umweltauswirkungen der unterschiedlichen Landnutzungsarten werden über Unterschiede in der beobachteten Biodiversität abgebildet.

Biomspezifische BDPs

Als Referenzsysteme werden wie in de Baan et al. (2012) die 14 Biome nach Olson et al. (2001) verwendet (siehe Abb. 6).

Abb. 6 > Die 14 Biome nach Olson et al. (2001)



Für die Extrapolation der Charakterisierungsfaktoren von Biom 5 auf die übrigen Biome werden die in den 14 Biomen beobachteten, durchschnittlichen Pflanzenbiodiversitäten aus Kier et al. (2005) verwendet. Diese Pflanzendichten beziehen sich auf unterschiedlich grosse Biomflächen und werden daher gemäss den in Köllner & Scholz (2007b) beschriebenen mathematischen Beziehungen auf 1 m² normiert. Die Schweiz befindet sich in den Biomen 4 und 5 («temperate broadleaf and mixed forests» sowie «temperate coniferous forests»). Als Referenz wird das Biom 5 gewählt. Die weltweit gültigen BDPs aus de Baan et al. (2012) werden mit dem Verhältnis der Speziesdichten aus Kier et al. (2005) zu Biom 5 gewichtet (siehe Tab. 82), um Biom-spezifische BDPs zu erhalten.

Tab. 82 > Verhältnis der Speziesdichten der Biome 1 bis 14 aus Kier et al. (2005) zur Speziesdichte in Biom 5

		Verhältnis zu Biom 5
Biom 1	Tropical and subtropical moist broadleaf forests	1.968
Biom 2	Tropical and subtropical dry broadleaf forests	0.959
Biom 3	Tropical and subtropical coniferous forests	1.609
Biom 4	Temperate broadleaf and mixed forests	1.057
Biom 5	Temperate coniferous forests	1.0
Biom 6	Boreal forests/taiga	0.351
Biom 7	Tropical and subtropical grasslands, savannas and shrublands	0.788
Biom 8	Temperate grasslands, savannas and shrublands	0.701
Biom 9	Flooded grasslands and savannas	0.548
Biom 10	Montane grasslands and shrublands	0.839
Biom 11	Tundra	0.209
Biom 12	Mediterranean forests, woodlands and scrub	1.440
Biom 13	Deserts and xeric shrublands	0.526
Biom 14	Mangroves	0.215

Die Ökofaktoren einiger Flächenkategorien für unterschiedliche Biome sind in Tab. 83 dargestellt, die komplette Liste befindet sich im Anhang A6. Es zeigt sich, dass eine Landnutzung in tropischen Regionen einen um einen Faktor 2 höheren Ökofaktor aufweist als dieselbe Landnutzung in der Schweiz.

Landnutzung Tropen

Die Ökofaktoren 2006 können mit den Ökofaktoren für Biom 5 verglichen werden. Es zeigt sich, dass die Ökofaktoren, bis auf die landwirtschaftliche Nutzung, ähnlich hoch sind. Die neuen Ökofaktoren für landwirtschaftliche Nutzung sind deutlich höher als in der Version 2006.

Tab. 83 > Ökofaktoren ausgewählter Landnutzungstypen in UBP/m²a für verschiedene Biome

CORINE+	Landnutzung	Biom 1 (UBP/m ² a)	Biom 4 (UBP/m ² a)	Biom 5 (UBP/m ² a)	Biom 10 (UBP/m ² a)	Biom 12 (UBP/m ² a)	Situation 2006
		Tropical and subtropical moist broadleaf forests	Temperate broadleaf and mixed forests	Temperate coniferous forests	Montane grasslands and shrublands	Mediterranean forests, woodlands and scrub	vergleichbar mit Biom 5

Siedlungsfläche

111	Siedlung, zusammenhängend	600	330	300	250	420	260
112	Siedlung, unterbrochen	360	190	180	150	250	220
121a	Industrieareal, zusammenhängend >80 % versiegelt	600	330	300	250	420	260
121b	Industrieareal, unterbrochen <80 % versiegelt	360	190	180	150	250	210

CORINE+	Landnutzung	Biom 1 (UBP/m ² a)	Biom 4 (UBP/m ² a)	Biom 5 (UBP/m ² a)	Biom 10 (UBP/m ² a)	Biom 12 (UBP/m ² a)	Situation 2006
Landwirtschaftliche Nutzflächen							
211b	Ackerland, unbewässert, konventionell	810	420	420	330	600	110
221	Dauerkultur, Wein	570	300	290	240	420	29
231a	Wiesen und Weiden, intensiv	450	240	230	190	330	84
Wald							
244	Agro-forstwirtschaftliche Flächen	270	140	140	110	200	-
311a	Wald, Laubwald, Plantagen	240	130	120	100	180	100
312	Wald, Nadelwald	60	33	30	26	45	15

Komplette Liste im Anhang A6

13.3.9 Anwendungsanweisung: Bewertung spezieller Landnutzungsarten

Bei Landnutzungen, die mit der erweiterten CORINE Nomenklatur nicht abgedeckt werden, sind zwei Lösungsansätze möglich (vgl. auch Tab. 84 und Teil 3, Kap. 16.1):

1. Erhöhung der Detaillierung: Eine Landnutzung kann in definierte Nutzungsarten aufgeteilt werden. Dadurch lässt sich das Bewertungsproblem auf die einfacher lös-bare Sachbilanzebene übertragen (z. B. die Bewertung von FSC Holz über die anteilmässige Bilanzierung von genutztem und naturbelassenem Wald).
2. Analogieschluss: Eine Landnutzung ist einer bereits bestehende Nutzungsart ähnlich (z. B. Anwendung des Ökofaktors für städtische Grünflächen für begrünte Hausdächer).

Tab. 84 > Empfehlung für die Charakterisierung von «FSC-Wald» und «begrüntes Dach»

Landnutzungsart	Empfehlung für Zuordnung	Bemerkungen
Wald, FSC-Bewirtschaftung	a) je nach Art des Waldes und der Bewirt-schaftung: 1) 311: Wald, Laubwald 2) 312: Wald, Nadelwald 3) 313: Wald, Mischwald bei Plantagen ist die Unterkategorie 311a, 312a oder 313c zu verwendet b) und gemäss den Gegebenheiten anteil-mässig naturbelassener Wald 1) 311b: Wald, Laubwald, naturnah 2) 312b: Wald, Nadelwald, naturnah 3) 313: Wald, Mischwald	Die schweizerischen FSC-Regeln schrei-ben eine ökologische Bewirtschaftungs-weise und min. 5% Naturwaldreservat vor (BUWAL 1999a). Die Vorschriften werden national konkretisiert und können daher in anderen Ländern abweichen. Die Bilanzierung von FSC-Wald sollte in der Sachbilanz gelöst werden.
begrüntes Dach	1) 113: Siedlungsgebiet, Brache 2) 141: Grünflächen, städtische	bei ökologisch wertvoller Begrünung, z. B. Magerwiese auf grossem Flachdach bei einfacher Dachbegrünung, Hinweis: Flächen werden nur einmal gezählt, entweder als normales Sied-lungsgebiet oder als begrüntes Dach

13.3.10 Implementierung im ecoinvent Datenbestand v2.2

Die Landnutzung für Nutzwald wird in der im ecoinvent Datenbestand v2.2 mit «Wald, intensiv» als durchschnittliche europäische Waldnutzung eingestuft. Dies entspräche den Plantagenwäldern gemäss vorliegender Kategorisierung (vergleiche Kategorien 311a, 312a und 313c in Anhang A6). Dies führt zu einer Bewertung, die die europäische und insbesondere die schweizerische Waldnutzung nicht sinnvoll widerspiegelt. Wir empfehlen deshalb für Produkte und Brennstoffe aus Schweizer Holz, die Ökofaktoren für «Wald, Laubwald», «Wald, Nadelwald» oder «Wald, Mischwald» (siehe Anhang A6) für den Elementarfluss «Nutzung, Wald, intensiv, normal forstlich bewirtschaftet» («occupation, forest, intensive, normal») des ecoinvent Datenbestands v2.2 zu verwenden. Für die Elementarflüsse «Nutzung, Wald, extensiv» und «Nutzung, tropischer Regenwald» wird der Ökofaktor für «Nutzung, Wald, Laubwald, naturnah», «Nutzung, Wald, Nadelwald, naturnah» oder «Nutzung, Wald, Mischwald, naturnah» empfohlen (Ökofaktor = 0).

Für die Elementarflüsse betreffend Ackerbauflächen wird empfohlen, die Kategorie «Nutzung, Ackerland, unbewässert» zu verwenden, ausser bei biologisch bewirtschafteten Flächen und bei Brachen. Tab. 85 zeigt die Zuordnung der Landnutzungskategorien zu den Elementarflüssen im ecoinvent Datenbestand v2.2.

Tab. 85 > Empfohlene Zuordnung von Landnutzungskategorien und Elementarflüssen für Wald und landwirtschaftliche Flächen im ecoinvent Datenbestand v2.2

Elementarfluss ecoinvent Datenbestand v2.2	empfohlene Landnutzungskategorie
Wald	
Nutzung, Wald	Nutzung, Wald, Laubwald
Nutzung, Wald, intensiv	Nutzung, Wald, Laubwald
Nutzung, Wald, intensiv, Kahlschlag und künstliche Verjüngung	Nutzung, Wald, Laubwald, Plantagen
Nutzung, Wald, intensiv, Kurzumtrieb	Nutzung, Wald, Laubwald, Plantagen
Nutzung, Wald, intensiv, normal forstlich bewirtschaftet	Nutzung, Wald, Laubwald
Nutzung, Wald, extensiv	Nutzung, Wald, Laubwald, naturnah
Nutzung, tropischer Regenwald	Nutzung, Wald, Laubwald, naturnah
Landwirtschaftliche Flächen	
Nutzung, Ackerbau	Nutzung, Ackerland, unbewässert
Nutzung, heterogen, landwirtschaftlich	Nutzung, Ackerland, unbewässert
Nutzung, Ackerbau, unbewässert	Nutzung, Ackerland, unbewässert
Nutzung, Ackerbau, unbewässert, monotonintensiv	Nutzung, Ackerland, unbewässert
Nutzung, Ackerbau, unbewässert, vielfältigintensiv	Nutzung, Ackerland, unbewässert
Nutzung, Ackerbau, Bio	Nutzung, Ackerland, unbewässert, Bio
Nutzung, Ackerbau, unbewässert, Brache	Nutzung, Ackerland, unbewässert, Brache

13.4 Mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)

13.4.1 Einleitung

Das Bewerten von mineralischen Primärressourcen ist umstritten. Ökonomen argumentieren, dass eine Verknappung der Ressourcen sich automatisch in deren Preisen widerspiegeln werde und deshalb die Ressourcen per se keine externen Effekte verursachen. Sie seien deshalb auch in Ökobilanz-Bewertungsmethoden nicht separat zu bewerten. Dagegen wird argumentiert, dass die heutigen Ressourcenpreise lediglich durch die Nachfrage der heute lebenden Generationen beeinflusst sind; die zukünftigen Generationen sind bei der Preisbildung ausgeschlossen. In diesem Sinne sei die intertemporale Verteilungsgerechtigkeit in Bezug auf mineralische und metallische Ressourcen heute nicht erfüllt, weshalb diese Ressourcen in die Bewertung aufgenommen werden müssten.

In der Cleantech Strategie des Bundesrates (Schweizerischer Bundesrat 2011b, S. 10) wird die Vision formuliert, dass die Schweiz ihren Ressourcenverbrauch auf ein naturverträgliches Mass reduzieren soll (Fussabdruck «eins»). In der Strategie Nachhaltige Entwicklung des Bundesrates (Schweizerischer Bundesrat 2012, S. 34) wird innerhalb der neuen Massnahme 4-2 (Informations- und Kommunikationstechnologien und Nachhaltige Entwicklung) ein Ausbau von Recyclingaktivitäten im Bereich Informations- und Kommunikationstechnologien auf ein Schliessen der Materialkreisläufe hin postuliert. Innerhalb der bestehenden Massnahme 4b (Integrierte Produktpolitik) fördert der Bund Massnahmen zur Schliessung der Materialkreisläufe. Es geht also darum, Materialressourcen durch Schliessen von Materialkreisläufen zu schonen.

Auf dem Hintergrund der beiden vorgenannten Strategien werden neu auch stoffliche Ressourcen in die Bewertung einbezogen. Von den verschiedenen, in wissenschaftlichen Publikationen präsentierten und verglichenen Ansätzen wird für die Charakterisierung ein Reichweiten-Ansatz (jährlicher Abbau zu Reserven) verwendet. Dieser Ansatz quantifiziert die Knappheit einer bestimmten Ressource und ist damit dem Grundprinzip der Methode der ökologischen Knappheit sehr ähnlich.

13.4.2 Charakterisierung

Die Umweltwirkung der verbrauchenden Nutzung von Metallen und Mineralien wird gemäss dem Verhältnis des aktuellen weltweiten jährlichen Abbauvolumens zu den verfügbaren Reserven im Quadrat charakterisiert (Guinée et al. 2001a). Die Produktionsvolumen und verfügbare Reserven wurden mit Informationen aus USGS (2011) aktualisiert und mit Daten aus Angerer et al. (2009) ergänzt. Die Phosphorreserven in USGS (2011) wurden dabei mit den marokkanischen Phosphorreserven in USGS (2010) angepasst, da die Grundlagedaten für die hohen marrokanischen Reserven in USGS (2011) von der Global Phosphorus Research Initiative (GPRI, White et al. 2010) als mutmasslich und wenig aufschlussreich beurteilt werden.

Die Produktionsvolumen und Reserven der einzelnen seltenen Erden wurden durch eine Aufteilung der Daten zur Gesamtheit der seltenen Erden unter Berücksichtigung

der Häufigkeit der einzelnen Elemente in den abgebauten Erzen gemäss Cotton (2003) ermittelt.

Als Referenzsubstanz dient Antimon (Sb). In Tab. 86 ist eine Auswahl der Charakterisierungsfaktoren aufgelistet. Die komplette Liste aller bewerteten Metalle und Mineralien ist im Anhang A7 zu finden.

Tab. 86 > Charakterisierungsfaktoren für ausgewählte metallische und mineralische Ressourcen gemäss ihrer Knappheit, Referenzsubstanz ist Antimon (Sb). Komplette Liste im Anhang A7

Substanz	Spezifikation	Charakterisierungsfaktor (kg Sb-eq/kg)
Antimon		1.00
Chrom	25.5 % in Chromite, 11.6 % in Roherz	0.0043
Gips		0.00058
Indium	0.005 % in Sulfid, In 0.003 %, Pb, Zn, Ag, Cd, in Erz	114
Blei	5.0 % in sulfide, Pb 3.0 %, Zn, Ag, Cd, In, in ground	0.015
Zinn	79 % in Cassiterit, 0.1 % in Roherz	0.23
Gold	Au 2.1E-4 %, Ag 2.1E-4 %, in Erz	23.1
Zink	9.0 % in Sulfid, Zn 5.3 %, Pb, Ag, Cd, In, in Erz	0.0046
Silber	3.2 ppm in Sulfid, Ag 1.2 ppm, Cu und Te, in Roherz	2.05
Cadmium	0.30 % in Sulfide, Cd 0.18 %, Pb, Zn, Ag, In, in Erz	1.21

Es lässt sich einwenden, dass der Umfang der als ökonomisch abbauwürdig bezeichneten Reserven abhängig ist vom aktuellen Preisniveau der entsprechenden Mineralie beziehungsweise des entsprechenden Metalls wie auch von betriebswirtschaftlichen Überlegungen von Grosskonzernen bezüglich der im Geschäftsbericht ausweisbaren verfügbaren Reserven. Damit können die so ermittelten Charakterisierungsfaktoren über die Zeit variieren. Diese Variation dürfte bei der hier angewendeten globalen Perspektive aber deutlich kleiner sein als bei einer Unternehmensperspektive. Wir erachten deshalb den verwendeten Ansatz trotzdem als den bestgeeigneten, insbesondere auch aufgrund der regelmässigen Aktualisierung der verwendeten Informationen durch das Departement des Inneren der USA.

13.4.3 Normierung

Der Normierungsfluss wird basierend auf der Weltproduktion an Mineralien und Metallen und mit dem Verhältnis der Bevölkerung in der Schweiz zur Weltbevölkerung ermittelt. Weltweit wurden im Jahr 2010 insgesamt 800 000 Tonnen Sb-eq produziert. Gemäss der UN Bevölkerungsabteilung betrug die Weltbevölkerung im Jahr 2010 6 896 Millionen.²⁹ In der Schweiz lebten im Jahr 2010 7 788 500 Personen. Daraus ergibt sich ein Normierungsfluss von rund 900 Tonnen Sb-eq pro Jahr.

²⁹ http://esa.un.org/unpd/wpp/unpp/panel_population.htm (Zugriff am 22.12.2011)

13.4.4 **Gewichtung**

Der aktuelle Fluss entspricht dem Normierungsfluss.

Aktueller Fluss

Der kritische Fluss wird in einer ersten, am Minimalziel orientierten Festlegung mit dem aktuellen Fluss gleichgesetzt. Als qualitatives Ziele hat der Bundesrat eine Reduktion des Ressourcenverbrauchs, eine Steigerung der Ressourcennutzungseffizienz und das verstärkte Schliessen von Stoffkreisläufen beschlossen (Schweizerischer Bundesrat 2012, S. 8). Noch nicht verbindlich festgelegt sind jedoch quantitative Ziele, ein Zeitplan für die Zielerreichung sowie das Messsystem zur Überprüfung der Zielerreichung. In dieser Situation wird als verbindliches Minimalziel für die Festlegung des kritischen Flusses «keine weitere Verschlechterung» festgelegt, also das Beibehalten des Status quo.³⁰ Der kritische Fluss entspricht somit dem aktuellen Fluss.

Kritischer Fluss

13.4.5 **Ökofaktor für Mineralien und Ressourcen, Leitsubstanz Antimon**

Der Ökofaktor für die Ressourcenentnahme der Leitsubstanz Antimon wird in der vorliegenden Version neu eingeführt. Tab. 87 zeigt den resultierenden Ökofaktor, wobei der Normierungsfluss der anteiligen Produktionsmenge aller Metalle und Mineralien entspricht.

Tab. 87 > Ökofaktor für metallische und mineralische Ressourcen, Leitsubstanz ist Antimon; in UBP/g Sb-eq

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierungsfluss (t Sb-eq/a)	904	A	Produktion Welt, Anteil Schweiz	
Aktueller Fluss (t Sb-eq/a)	904	A	Produktion Welt, Anteil Schweiz	
kritischer Fluss (t Sb-eq/a)	904	c		
Gewichtungsfaktor (-)	1.00			
Ökofaktor (UBP/g Sb-eq)	1 100		Charakterisierungsfaktor = 1	

Q = Datenqualität: Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

13.4.6 **Ökofaktoren weiterer Metalle und Mineralien**

Die Ökofaktoren weiterer Metalle und Mineralien werden über die Charakterisierung mittels Knappheitsansatz bestimmt (vgl. Tab. 86 und die ausführliche Liste in Anh. A7).

³⁰ Schriftliche Mitteilung, Norbert Egli, BAFU, 12.9.2013

Tab. 88 > Ökofaktoren für ausgewählte metallische und mineralische Ressourcen

Substanz	Spezifikation	Charakterisierung (kg/kg Sb-eq)	Ökofaktor (UBP/kg)
Metalle			
Kupfer	1.18 % in Sulfid, Cu 0.39 % und Mo 8.2E-3 % in Roherz	0.0010	1 100
Chrom	25.5 % in Chromit, 11.6 % in Roherz	0.0043	4 800
Blei	5.0 % in Sulfid, Pb 3.0 %, Zn, Ag, Cd, In	0.015	17 000
Tantal	81.9 % in Tantalite, 1.6E-4 % in Roherz	1.33	1 500 000
Silber	3.2 ppm in Sulfid, Ag 1.2 ppm, Cu und Te, in Roherz	2.05	2 300 000
Gold	4.9E-5 % in Erz	23.1	26 000 000
Mineralien			
Gips		0.00001	6.30
Phosphor	18 % in Apatit, 4 % in Roherz	0.00006	62.0
Schwefel		0.00007	72.0

Komplette Liste im Anhang A7

13.4.7 Anwendungsanweisung für die Anwendung der Ökofaktoren

Das Ziel der bundesrätlichen Strategie ist ein Schliessen der Materialkreisläufe (siehe Abschnitt 13.4.1). Daraus lässt sich ableiten, dass bei der stofflichen Nutzung von Ressourcen nicht die Ressourcenentnahme entscheidend ist, sondern die Tatsache, wieviel der entnommenen und verarbeiteten Ressource dissipativ, das heisst unwiederruflich, verloren geht und damit für eine künftige Nutzung nicht mehr zur Verfügung steht. Der restliche Anteil, welcher stofflich wiederverwertet beziehungsweise wiederverwendet werden kann, wird lediglich «ausgeliehen» und steht damit zukünftigen Nutzern wieder zur Verfügung.

So wie die heutigen Sachbilanzen dargestellt sind wird die Ressourcenentnahme und nicht die dissipative Nutzung bewertet. Bei Fallstudien in welchen die Nutzung der Primärressourcen von Bedeutung ist soll sichergestellt werden, dass nur die dissipative Nutzung (wie oben beschrieben) bewertet wird.

Der Ökofaktor von mineralischen und metallischen Ressourcen soll also auf der Differenz zwischen Ressourcenentnahme und stofflich rezyklierter Ressource angewendet werden. Alternativ kann er auch auf den Anteil der dissipativ genutzten mineralischen beziehungsweise metallischen Ressource angewendet werden (was im Ergebnis auf dasselbe herauskommt, Datenbank-technisch aber einfacher zu implementieren ist). Diese Vorgehensweise soll auch auf den separat abgeleiteten Ökofaktor für Kies angewendet werden.

Eine ähnliche Bewertung soll neu auch bei den stofflich genutzten organischen Ressourcen (Kunststoffe, Holz, nachwachsende Rohstoffe) angewendet werden. Die Ressourcenentnahme (Rohöl, Erdgas, Kohle, Holz und andere mehr) werden weiterhin mit dem Primärenergie-Ökofaktor bewertet werden. Neu soll derjenige Anteil des Rohstoffs, der stofflich rezykliert wird, mit einem negativen Primärenergiefaktor bewertet.

Damit wird auch hier die «ausleihende» Nutzung stofflicher Ressourcen nicht bewertet sondern lediglich die «verbrauchende». Bei Produkten aus organischen Materialien (beispielsweise Kunststoffe oder Holz) gilt die thermische Behandlung am Ende derer Lebensdauer als verbrauchende Nutzung.

13.5 Kiesabbau

13.5.1 Einleitung

Kies (und Sand) ist eine Ressource *sui generis*: Einerseits ein Baumaterial und andererseits ein für den Schutz und die Bildung von Grundwasser wichtiges Material. Nicht alle physisch vorhandenen Kiesvorkommen sind abbaubar, die zulässige Landnutzung setzt Grenzen.

Kies und Sand werden hauptsächlich in der Bauwirtschaft verwendet, insbesondere als Betonzuschlagsstoff und in Strassen- und Eisenbahntrassees. Sand findet sich in zudem auch in Mobiltelefonen, Kosmetik und Chips. Kieslagerstätten können von sehr unterschiedlicher Qualität sein. Hochwertige Alluvialkiese sind insbesondere im Talgrund zu finden, währenddem Moränenhügel oft eine uneinheitliche Zusammensetzung aufweisen und daher der Kiesabbau aufwändiger ist (Jäckli & Schindler 1986, Kündig et al. 1997). Sand wird nicht nur entnommen um zu bauen, sondern auch um Strände aufzuschütten. Sand ist nach Wasser der massenmässig meist verbrauchte Rohstoff überhaupt. Folgen von unlimitertem Sandbau sind Verluste von Flussbetten und Lebensräumen für Tiere (Chaton 2013).

Kiesvorkommen erneuern sich nur sehr langsam. Der in Flüssen jährlich neu gebildete Kies entspricht nur etwa 1 % des hiesigen Kiesverbrauchs. Die geologischen Kiesvorkommen werden zudem durch konkurrierende Nutzungsansprüche wie Siedlungsbau, Grundwasserschutz sowie teilweise auch Waldschutz und Erhalt der Artenvielfalt vermindert, d. h. die abbaubare Kiesmenge ist deutlich geringer als das Vorkommen (Jäckli & Schindler 1986). Im Kanton Zug beispielsweise wird davon ausgegangen, dass die nutzbaren Kiesreserven bei gleichbleibender Abbauintensität noch für 18 Jahre reichen (Raumplanungsamt Kt. Zug 2005). In die behördlich festgelegten «abbaubaren Kiesmengen» fliessen die oben genannten Schutzgüter ein. Deshalb kann die ökologische Knappheit dieser Form der Landnutzung über die Kiesmenge bestimmt werden.

Gemäss Chaton (2013) wird zurzeit so viel Sand entnommen, wie alle Flüsse der Welt in einem Jahr produzieren.

13.5.2 Normierung

Der Normierungsfluss ist identisch zum aktuellen Fluss, da sich jener auf die Gesamtschweiz bezieht. Es wird keine Charakterisierung vorgenommen.

13.5.3 Gewichtung

Der Kiesausstoss der schweizerischen Kieswerke ist abhängig von der Baukonjunktur und pendelte in den letzten 20 Jahren zwischen 30 und 40 Mio. Tonnen. mit einem Maximum um 1990. Im Jahr 2009 wurden 33 Mio t Sand und Kies abgebaut (BFS 2011d), was als aktueller Fluss verwendet wird.

Aktueller Fluss

Die Bewilligung von Kiesabbau ist eine kantonale raumplanerische Aufgabe. Daher existieren, wenn überhaupt, nur kantonale Abbauvorgaben. Seit längerem ist erkannt, dass die Kiesreserven in absehbarer Zukunft zur Neige gehen dürften (siehe z.B. Kündig et al. 1997, Raumplanungsamt Kt. Zug 2005). Die Reichweite der für den Abbau ausgeschiedenen Kiesreserven beträgt gesamtschweizerisch seit längerer Zeit immer ca. 15 bis 20 Jahre. Obwohl die Ressource grundsätzlich endlich ist, wird die momentane Abbausituation folglich toleriert. Deshalb wird der kritische Fluss gleich dem aktuellen Fluss angesetzt.

Kritischer Fluss

13.5.4 Ökofaktor für Kiesabbau

Tab. 89 > Ökofaktor für den Abbau von Kies in UBP/g Kies

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (Mio. t Kies/a)	33.46	A		34
Aktueller Fluss (Mio. t Kies/a)	33.46	A	(BFS 2011d)	34
Kritischer Fluss (Mio. t Kies/a)	33.46	c		34
Gewichtung (-)	1.00			1.00
Ökofaktor (UBP/g Kies)	0.030			0.029

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor für Kies hat leicht zugenommen. Er widerspiegelt die momentan tolerierte Abbaumenge.

13.5.5 Anwendungsanweisung

Der Ökofaktor für Kies soll angewendet werden für Kies und Sand aus alluvialen Kiesgruben. Kies und Sand, welches durch Brechen aus dem Felsen (Steinbrüche, Tunnelbau) oder durch Entnahme von Geschiebe aus Flüssen und Seen gewonnen wird, soll mit diesem Ökofaktor nicht bewertet werden.

Bezüglich der Bewertung von Kies und Sand, welche durch Recycling einer weiteren Nutzung zugeführt werden, siehe Abschnitt 13.4.7.

13.6 Süswasserverbrauch

13.6.1 Einleitung

Süswasser ist in manchen Regionen der Erde knapp, in anderen hingegen im Überfluss vorhanden. Die Schweiz ist in der komfortablen Lage, mehr als genug sauberes Wasser zur Verfügung zu haben. Trotzdem verlangt der Bundesrat (Schweizerischer Bundesrat 2002, S. 9), dass «[...] die natürlichen Ressourcen mit Rücksicht auf die zukünftigen Generationen genutzt werden» und konkretisiert dies unter anderem mit «[...] den Verbrauch erneuerbarer Ressourcen (z. B. nachwachsende Rohstoffe, Wasser) unter dem Regenerationsniveau bzw. dem natürlichen Anfall zu halten». Im selben Dokument wird, die OECD zitierend, auch auf die weltweite Süswasser-Problematik verwiesen. In der aktuellen Strategie Nachhaltige Entwicklung des Bundesrates (Schweizerischer Bundesrat 2012) zielt eine der Massnahmen auf eine Stärkung des internationalen Umweltregimes ab, auch mit einem besonderen Fokus auf den Bereich «Wasser».

In dieser Optik werden für Süswasser vier Arten von Ökofaktoren hergeleitet:

1. Länderspezifisch (für die Schweiz und für alle übrigen Staaten der Welt)
2. für sechs verschiedene Knappheitssituationen (tief, moderat, mittel, hoch, sehr hoch und extrem)
3. für die OECD & BRIC-Staaten (verbrauchsgewichteter Durchschnitt) als Näherung, wenn in einer Sachbilanz die Wasserverbräuche nicht differenziert ausgewiesen sind
4. für die Kontinente Afrika, Asien, Europa, Australien, Nord- und Mittelamerika, Südamerika sowie separat für die OAPC-Staaten

Damit kann – zum Beispiel in Ökobilanzen von Nahrungsmitteln oder anderen Produkten mit hohem Wasserbedarf – zwischen der Herkunft aus ariden Gebieten mit Wasserknappheit und aus solchen mit reichlichen Wasserressourcen differenziert und dem unter Umständen relevanten Aspekt der Wasserknappheit in ariden Gebieten Rechnung getragen werden. Bei spezifischen Fragestellungen beziehungsweise geographisch genau bekannten Orten können regionale oder lokale Ökofaktoren selbst hergeleitet werden.

Gemäss OECD (2004) kann die Knappheit des Süswasserangebotes ausgedrückt werden durch das Verhältnis von Bruttoentnahme zum erneuerbaren Wasserangebot (Niederschlag plus Zuflüsse aus Nachbarstaaten minus natürliche Verdunstung). Dieses Verhältnis wird als Wasserstress bezeichnet.

Bei einem Verhältnis von Wasserentnahme zum erneuerbaren Wasserangebot von 10–20 % wird der Druck auf erneuerbare Wasserressourcen (water stress) gemäss OECD (2004) als moderat klassiert, bei einem Verhältnis von 20–40 % als mittel bis hoch, und bei über 40 % als hoch.

Tab. 90 zeigt die in diesem Bericht verwendeten Begriffe bezüglich Wasserentnahme, Wasserverbrauch, und erneuerbaren Wasserressourcen. **Begriffsdefinition**

Tab. 90 > Begriffsdefinitionen gemäss FAO (2012)

Begriff	Definition	Definition gemäss FAO (2012)	Begriff gemäss FAO (2012)
Wasserentnahme	Die Wasserentnahme enthält nicht nur die Wasserentnahme zur Nutzung als Trinkwasser, sondern auch Wasserentnahmen für die Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen und für industrielle Prozesse. Nutzungen (in stream uses), welche durch eine sehr geringe Netto-Konsumrate charakterisiert werden, sind nicht berücksichtigt. Dazu gehören turbiniertes Wasser, Navigation, Freizeitaktivitäten, Fischfang, etc.	Annual quantity of water withdrawn for agricultural, industrial and municipal purposes. It includes renewable freshwater resources as well as potential over-abstraction of renewable groundwater or withdrawal of fossil groundwater and potential use of desalinated water or treated wastewater. It does not include in stream uses, which are characterized by a very low net consumption rate, such as recreation, navigation, hydropower, inland capture fisheries, etc.	Total water withdrawal
Wasserverbrauch (verbrauchende Wassernutzung)	Der Wasserverbrauch entspricht demjenigen Anteil des Wassers, welcher entweder während seiner Nutzung verdunstet (Evaporation oder Evapotranspiration), in Produkte eingebaut wird oder aus dem ursprünglichen Wassereinzugsgebiet weg in einem anderen Wassereinzugsgebiet geleitet wird.	The part of water withdrawn from its source for use in a specific sector (e.g. for agricultural, industrial or municipal purposes) that will not become available for reuse because of evaporation, transpiration, incorporation into products, drainage directly to the sea or evaporation areas, or removal in other ways from freshwater resources.	Water consumption, consumptive water use
erneuerbares Wasserangebot, erneuerbare Wasserressourcen	Erneuerbare Wasserressourcen beinhalten den langfristigen durchschnittlichen Abfluss von Flüssen (Oberflächenwasser) und die Anreicherung von Aquiferen (Grundwasser) durch Niederschlag. Grundwasseraquifere, welche vom natürlichen Wasserkreislauf praktisch vollständig isoliert sind und deshalb nur eine vernachlässigbar geringe Anreicherungsrate haben (bezüglich menschl. Zeitmasstab), werden als nicht erneuerbar eingestuft.	Total Natural Renewable Water Resources (TRWR_natural): The long-term average sum of internal renewable water resources (IRWR) and external natural renewable water resources (ERWR_natural). It corresponds to the maximum theoretical yearly amount of water actually available for a country at a given moment.	Water resources: total renewable (natural)

Während der Wasserstressindex das Verhältnis von Wasserentnahme zu Wasserangebot ausdrückt, wird der hier entwickelte Ökofaktor bei Produkt- und Betriebsökobilanzen auf die verbrauchende Nutzung von Wasser angewendet.

verbrauchende Nutzung

13.6.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Als Normierungsfluss wird die Schweizer Süsswassermenge von 2.6 km³/a (rund 350 m³ pro Kopf und Jahr oder 1000 Liter pro Kopf und Tag) verwendet (FAO 2011b). Beim Ökofaktor für die Schweiz entspricht dieser Wert dem aktuellen Fluss.

Für die Normierung bei der Berechnung länderspezifischer Ökofaktoren oder gemäss den Wasserknappheitskategorien wird ebenfalls der Normierungsfluss der Schweiz verwendet. Die Normierung wird in jedem Fall mit dem aktuellen Fluss der Region berechnet, für welche der Ökofaktor gelten soll, das heisst im vorliegenden Fall die Schweiz. Ein Gewichtungsfaktor, welcher für eine bestimmte Region ermittelt wird, lässt sich auf die Schweiz normieren und so in die Bewertung integrieren (vgl. auch Teil 2, Kap. 3.4).

13.6.3 Gewichtung

Der **aktuelle Fluss**, d. h. die Süsswassermenge, welche in der Schweiz jährlich genutzt wird, beträgt gemäss FAO (2011b) 2.6 km³/a. Gemäss FAO (2011b) stehen der Schweiz jährlich rund 54 km³ erneuerbare Wasserressourcen zur Verfügung.

Aktueller und kritischer Fluss für die Schweiz

Ein tolerabler Druck auf die erneuerbaren Wasserressourcen (water stress) liegt gemäss OECD (2003) bei einer Entnahme von 20 % des erneuerbaren Wasserangebotes. Die **kritische Menge** der Süsswassernutzung beträgt für die Schweiz demzufolge rund 11 km³/a.

In der Gesamtheit der OECD & BRIC-Staaten beträgt die entnommene Süsswassermenge 2500 km³/a (berechnet aus Daten in FAO (FAO 2011a)). Die Daten der einzelnen OECD- und nicht-OECD Staaten befinden sich in Anhang A8.

Weitere OECD und Nicht-OECD Staaten

Die Gewichtung erfolgt gemäss der Knappheitssituation. Die OECD definiert vier Kategorien von Wasserknappheit, wobei bei einem Verhältnis von erneuerbarem Wasserangebot zu Wasserentnahme über 0.4 von hoher Wasserknappheit ausgegangen wird (OECD 2004). Für die Belange einer Ökobilanz können jedoch auch sehr hohe (bis zu einem Verhältnis von 1) und extrem hohe Knappheit (die Wasserentnahme liegt über dem erneuerbaren Wasserangebot) von Bedeutung sein. Deshalb werden die OECD Kategorien um die Kategorien sehr hoch (0.6 bis <1.0) und extrem (≥1.0) erweitert.

Gewichtung gemäss Knappheitssituation

Der Gewichtungsfaktor ist durch das Verhältnis von Wasserentnahme zu erneuerbarem Wasserangebot (ohne die absoluten Werte kennen zu müssen) und der Annahme des kritischen Fluss bei 20 % des Wasserangebots gegeben als:

$$\text{Gewichtung} = \left(\frac{\text{aktueller Fluss}}{\text{kritischer Fluss}} \right)^2 \tag{10}$$

$$= \left(\frac{\text{Wasserentnahme}}{(\text{Wasserangebot}_{\text{erneuerbar}} \cdot 20\%)} \right)^2 \tag{11}$$

$$= \left(\frac{\text{Wasserentnahme}}{\underbrace{\text{Wasserangebot}_{\text{erneuerbar}}}_{\text{das Knappheits-Verhältnis}}} \right)^2 \cdot \left(\frac{1}{20\%} \right)^2 \tag{12}$$

Tab. 91 > Berechnung der Gewichtungsfaktoren aus den Verhältnissen Wasserentnahme zu erneuerbarem Wasserangebot für die verschiedenen Wasserknappheitskategorien

Kategorie	Wasserknappheits-Verhältnis $\left(\frac{\text{Wasserentnahme}}{\text{Wasserangebot erneuerbar}} \right)$	Gewichtung		
		zur Berechnung verwendetes Verhältnis	Berechnung der Knappheit bei kritischen Fluss = 20 % des Wasserangebots	Gewichtungs- Faktor (-)
tief	<0.1	0.05	$(0.05)^2 / (0.2)^2$	0.0625
moderat	0.1 bis <0.2	0.15	$(0.15)^2 / (0.2)^2$	0.563
mittel	0.2 bis <0.4	0.3	$(0.30)^2 / (0.2)^2$	2.25
hoch	0.4 bis <0.6	0.5	$(0.50)^2 / (0.2)^2$	6.25
sehr hoch	0.6 bis <1.0	0.8	$(0.80)^2 / (0.2)^2$	16.0
extrem	≥ 1	1.5	$(1.50)^2 / (0.2)^2$	56.3

13.6.4 Ökofaktor für Schweizerisches Süsswasser

Tab. 92 > Ökofaktor für den Verbrauch von schweizerischem Süsswasser in UBP/m³ Süsswasser

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (km ³ /a)	2.61	A		2.57
Aktueller Fluss (km ³ /a)	2.61	A	(FAO 2011b)	2.57
Kritischer Fluss (km ³ /a)	10.7	b	20 % des erneuerbaren Wasserangebotes gem. FAO (2011b)	10.7
Gewichtung (-)	0.0597		Verhältnis Wasserentnahme zu -angebot: 0.049	0.0577
Ökofaktor (UBP/m ³)	23			22

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Dieser Ökofaktor soll in Produkt- und Betriebsökobilanzen für die verbrauchende Süsswassernutzung in der Schweiz angewendet werden. In der Schweiz herrscht keine Wasserknappheit. Trotzdem kann es in den Sommermonaten an gewissen Orten zur Wasserverknappung kommen. Diese zeitlich und örtlich begrenzten Situationen werden mit diesem Ökofaktor nicht abgebildet. Wo solche Situation beurteilt werden müssen, können die Ökofaktoren gemäss den Vorgaben in Kapitel 3.4 und 3.5 selbst hergeleitet werden.

13.6.5 **Ökofaktoren für Süsswasser gemäss Knappheitskategorien**

Tab. 93 > Ökofaktoren für die verbrauchende Süsswassernutzung in Regionen mit unterschiedlicher Wasserknappheit in UBP/m³ Süsswasser

	Wasserknappheits-Verhältnis $\left(\frac{\text{Wasserentnahme}}{\text{Wasserangebot/erneuerbar}} \right)$	Normierung (km ³ /a)	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2013 (UBP/m ³)	Ökofaktor 2006 (UBP/m ³)
tief	<0.1	2.61	0.0625	24	24
moderat	0.1 bis <0.2	2.61	0.563	220	220
mittel	0.2 bis <0.4	2.61	2.25	880	880
hoch	0.4 bis <0.6	2.61	6.25	2 400	2 400
sehr hoch	0.6 bis <1.0	2.61	16	6 200	6 200
extrem	≥1	2.61	56.3	22 000	22 000

Die Gewichtungsfaktoren stammen aus Tab. 91

Viele Länder weisen eine tiefe bis mittlere Wasserknappheit auf, was einer Spannweite beim Ökofaktor um einen Faktor von rund 40 entspricht. Zwischen den Ökofaktoren der Kategorien tief und extrem liegt dagegen beinahe ein Faktor 1000. Dies wieder spiegelt die starke Übernutzung in ariden Gebieten wie Saudi Arabien, wo mehr Süsswasser (vor allem Grundwasser) genutzt wird als durch Niederschlag und Zuflüsse zur Verfügung steht.

13.6.6 **Ökofaktoren für die verbrauchende Süsswassernutzung unbekannter oder undifferenzierter Herkunft (Durchschnitt OECD & BRIC-Staaten)**

Der Ökofaktor für die verbrauchende Süsswassernutzung unbekannter oder undifferenzierter Herkunft wird aus der Wasserknappheit in den OECD & BRIC-Staaten hergeleitet. Der durchschnittliche Ökofaktor für die OECD & BRIC-Staaten wird als mit der Wasserentnahme gewichtetes Mittel der Ökofaktoren der einzelnen Staaten berechnet und beträgt 610 UBP/m³ (siehe Anhang A8). Der Ökofaktor für die verbrauchende Wassernutzung in OECD & BRIC-Staaten ist gegenüber dem Ökofaktor 2006 für OECD-Staaten deutlich höher. Dies ist auf die geänderte Berechnungsweise (gewichtetes statt arithmetisches Mittel) und die neue Systemgrenze zurückzuführen. Länder mit hohem Wasserbedarf und grosser Wasserknappheit tragen deshalb mit einem hohen Ökofaktor überproportional zum durchschnittlichen Ökofaktor bei. Zudem werden wegen ihrer wirtschaftlichen Bedeutung auch die BRIC-Staaten Brasilien, Russland, Indien und China zusätzlich zu den OECD-Staaten mitberücksichtigt.

Tab. 94 > Ökofaktor für Süßwasser unbekannter oder undifferenzierter Herkunft in UBP/m³ Süßwasser – abgeleitet aus der Wasserknappheit in OECD & BRIC Ländern

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006 (nur OECD)
Normierung (km ³ /a)	2.61	A	Wasserverentnahme Schweiz (d. h. aktueller Fluss Schweiz)	2.57
Aktueller Fluss (km ³ /a)	2 467	A	(FAO 2011b)	1 020
Kritischer Fluss (km ³ /a)	1 955	b	Abgeleitet aus aktuellem Fluss und Gewichtungsfaktor	2 040
Gewichtung (-)	1.59		Entnahmegewichteter Länderdurchschnitt der nationalen Gewichtungsfaktoren	0.250
Ökofaktor (UBP/m ³)	610			97

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Dieser Durchschnittswert sollte in Produkt- und Betriebsökobilanzen bei verbrauchender Wassernutzung unbekannter oder undifferenzierter Herkunft zur Anwendung kommen. Der Ökofaktor liegt zwischen den Kategorien für moderate und mittlere Wasserknappheit (Tab. 93). Wasserknappheit stellt insbesondere ein Problem in ariden Gebieten dar, welches durch eine intensive Landwirtschaft allenfalls noch verschärft wird. Lokal oder zeitlich begrenzte Wasserknappheiten können mit diesem Ökofaktor nicht berücksichtigt werden.

Wo immer möglich ist diesem durchschnittlichen Ökofaktor mindestens eine Einteilung in eine der sechs Wasserknappheitskategorien (Teil 3, Kap. 13.6.5) oder eine Differenzierung nach Kontinenten vorzuziehen. Ökofaktoren für die einzelnen OECD- und Nicht-OECD-Staaten sind im Anhang A8 aufgeführt.

13.6.7 Regionale Ökofaktoren für Süsswasser

Basierend auf den länderspezifischen Ökofaktoren werden für verschiedene Weltregionen durchschnittliche Ökofaktoren gewichtet über deren Wasserentnahme berechnet. Dabei wird für die Mitglieder der Organisation der arabischen, Erdöl exportierenden Staaten (OAPEC) ein separater Ökofaktor berechnet, weil diese Staaten von besonders hoher Wasserknappheit betroffen sind. Tab. 95 zeigt, dass in Amerika und Australien eine im Vergleich zu Europa tiefere Wasserknappheit herrscht und Asien von einer vergleichsweise höheren Wasserknappheit betroffen ist. Das Beispiel Australien zeigt jedoch, dass ein Länderdurchschnitt die lokale Situation nicht unbedingt angemessen widerspiegelt. In Australien ist in Küstennähe der Wasserstress gering währenddem im Innern der Insel das Wasserangebot klein ist.

Tab. 95 > Durchschnittliche Ökofaktoren für die Süsswassernutzung in den Weltregionen in UBP/m³ Süsswasser

	Wasserentnahme (10 ⁹ m³/a)	Normierung (km³/a)	Ökofaktor 2013 (UBP/m³)
Afrika ohne OAPEC*	139	2.61	490
Asien ohne OAPEC*	2 455	2.61	1 200
OAPEC*	191	2.61	370 000
Europa	291	2.61	420
Australien	28	2.61	17
Nord- und Mittelamerika	629	2.61	220
Südamerika	166	2.61	5.0
OECD	1 028	2.61	320
BRIC (Brasilien, Russland, Indien und China)	1 439	2.61	820
OECD & BRIC	2 467	2.61	610

*OAPEC = Organisation der arabischen Erdöl exportierenden Staaten (Saudi-Arabien, Algerien, Bahrain, Ägypten, Arabische Emirate, Irak, Kuwait, Libyen, Katar und Syrien)

13.6.8 Anwendungsanweisung betreffend der (regionenspezifischen) Ökofaktoren

Im Unterschied zu früheren Versionen wird neu mit den Ökofaktoren für Süsswasser nicht mehr die *Wasserentnahme* bewertet sondern die *verbrauchende* Wassernutzung. Bei der verbrauchenden Wassernutzung können drei Arten unterschieden werden. Erstens kann das Wasser in die Produkte eingebunden werden. Zweitens kann das genutzte Wasser verdampfen/verdunsten (durch Pflanzen oder durch industrielle Prozesse). Und drittens kann das Wasser aus einem Wassereinzugsgebiet abgeleitet und einem anderen Wassereinzugsgebiet zugeführt werden. Bei allen drei Arten der Wassernutzung steht das Wasser im betroffenen Einzugsgebiet für weitere Anwendungen nicht mehr zur Verfügung. Anwendungen, bei denen das Wasser nach Gebrauch demselben Einzugsgebiet zugeführt wird wie es entnommen wurde, sind von der Bewertung mit dem Süsswasser-Ökofaktor ausgenommen. Eine allfällige Verunreinigung des entnommenen, genutzten und wieder eingeleiteten Wassers wird durch die Bewertung von Wasserschadstoffen (siehe Teil 3, Kap. 10) berücksichtigt.

verbrauchende Nutzung

Anzuwenden ist der Ökofaktor für die verbrauchende Süsswassernutzung, insbesondere – jedoch nicht abschliessend – auf:

- > Evaporation bei Trinkwassernutzung
- > Bewässerung in der Landwirtschaft (Anteil Wassergehalt in den geernteten Pflanzen plus Evapotranspiration, ohne Anteil Regenwasser)
- > Verdampfung bei industriellen Prozessen

Wenn die Sachbilanz keine regionale oder knappheitsbasierte Differenzierung enthält, soll der Durchschnitts-Ökofaktor gemäss Teil 3, Kapitel 13.6.6 verwendet werden. Für die Entnahme (nicht bloss die verbrauchende Nutzung) von fossilem (nicht-erneuerbarem) Wasser, ist der Ökofaktor der höchsten Knappheitskategorie anzuwenden.

Die Ökofaktoren wurden für alle OECD- und Nicht-OECD-Länder berechnet. Sie sind in Anhang A7 aufgeführt. Eine geographische Darstellung der regionalisierten Wasserknappheiten sowie die entsprechenden Daten (Wasserstress-Index) wurden von Frischknecht & Jungbluth (2009) veröffentlicht.³¹ Mit diesen Daten können für alle Wassereinzugsgebiete der Welt regionenspezifische Ökofaktoren berechnet werden. Die Vorgehensweise ist analog zu der Berechnung des schweizerischen Ökofaktors. Die Datengrundlagen, eventuelle Annahmen sowie die Berechnung eines selbst hergeleiteten Ökofaktors sollen in jedem Fall nachvollziehbar ausgewiesen werden.

In Tab. 96 sind einige ausgewählte Länder der sechs Knappheitskategorien aufgeführt. Die Liste soll einen Anhaltspunkt liefern, um über Analogieschlüsse die Wasserknappheitskategorie von Ländern oder Regionen ohne entsprechende Daten abschätzen zu können. Einer regionalen Knappheit innerhalb dieser Länder wird mit diesen Ökofaktoren nicht Rechnung getragen. Auch saisonale Unterschiede werden in diesen Ökofaktoren nicht abgebildet, da es sich um Jahresbetrachtungen handelt.

Tab. 96 > Zuordnung ausgewählter Länder zu den Wasserknappheitskategorien

	Wasserknappheits-Verhältnis $\left(\frac{\text{Wasserentnahme}}{\text{Wasserangeboterneuerbar}} \right)$	typische Ländervertreter
tief	<0.1	Österreich, Island, Irland, Russland, Sambia, Schweiz, Venezuela
moderat	0.1 bis <0.2	Argentinien, Estland, Griechenland, Frankreich, Mexiko, Polen, Tschechien, Türkei, USA
mittel	0.2 bis <0.4	Albanien, Deutschland, Italien, Indonesien, Japan, Spanien, Tansania
hoch	0.4 bis <0.6	Algerien, Bulgarien, Marokko, Sudan, Tunesien
sehr hoch	0.6 bis <1.0	China, Kuba, Moldawien, Philippinen, Tadschikistan, Thailand,
extrem	≥1	Israel, Jemen, Katar, Kuwait, Oman, Pakistan, Saudi Arabien, Syrien, Zypern

³¹ Download eines entsprechenden Google™ Earth Layer zur Darstellung regionalisierter Wasserknappheiten, kompatibel mit der Methode der ökologischen Knappheit unter <http://treeze.ch/projects/methodology-development/life-cycle-impact-assessment/ecological-scarcity-method-2006/>

13.6.9 **Anwendungsanweisung betreffend Sachbilanzdaten**

Hier wird erläutert, wie die verbrauchende Wassernutzung von Inventardaten (Einheitsprozesse) quantifiziert werden kann (siehe auch Flury et al. 2012). Die Sachbilanzdaten sollen die gesamte Wasserbilanz (inkl. Regenwasser) enthalten. Dafür müssen neue Elementarflüsse eingeführt werden, die mit Ländercodes versehen sind, um eine regionale Bewertung zu ermöglichen. Der Wasserinput wird neu nicht mehr nach Quelle unterschieden, sondern unter einem Elementarfluss zusammengefasst. Im Produkt eingebundenes Wasser (embodied water) wird ebenfalls als Wasserinput betrachtet.

Wasserbilanz Inventardaten

Tab. 97 gibt eine Übersicht über die zu erhebenden Elementarflüsse beispielhaft für einen Industrie- und landwirtschaftlichen Prozess. Der Wasserinput (1 + 2) soll dem Wasseroutput (Summe 3 bis 7) entsprechen. Wird das Regenwasser ebenfalls erfasst, so muss es outputseitig ebenfalls berücksichtigt werden.

Im Minimum sind für eine vollständige Bilanzierung und eine flexible Bewertung von Prozessen folgende Informationen erforderlich:

- > Wasserentnahme, länderspezifisch (1)
- > Evaporation: Emission von Wasser in die Luft, länderspezifisch (3)
- > Wasser, enthalten im Produkt, länderspezifisch (2, 7)

Tab. 97 > Elementarflüsse für eine vollständige Wasserbilanz von Prozessen

Nr	Elementarfluss	Industrieprozess	Landwirtschaftlicher Prozess
Input			
1	Wasser, unspezifisch natürlicher Ursprung, Land XY	Wasser für Herstellungsprozess (z. B. Reinigung von Geräten, Behältern, etc.)	Wasser für Bewässerung
-	Wasser, Regen	nicht berücksichtigt	berücksichtigt für vollständige Bilanz
2	Wasser, eingebunden, Land XY	in Rohmaterialien eingebundenes Wasser	in Samen eingebundenes Wasser
Output			
3	Wasser, Land XY (in die Luft emittiert)	Emission: verdunstetes Wasser während des Herstellungsprozesses	Emission: verdunstetes Wasser aus den bewirtschafteten Feldern
4	Wasser, Fluss/See	direkter Ablauf aus der Industrie in ein Oberflächengewässer	Abfluss von den Feldern in ein Oberflächengewässer
5	Wasser, Meer	direkter Ablauf aus der Industrie ins Meer	Abfluss von den Feldern ins Meer
6	Wasser, Boden	direkte Infiltration in den Boden	Infiltration von den Feldern in den Boden
7	Wasser, eingebunden, Land XY	im Produkt eingebundenes Wasser	im Produkt eingebundenes Wasser
Summe			
	Wasserentnahme	1	
	Verbrauchende Wassernutzung	3+7-2	

13.6.10 Anwendungsanweisung betreffend ecoinvent Datenbestand v2.2

Die Sachbilanzdaten im ecoinvent Datenbestand v2.2 enthalten lediglich Daten zur Wasserentnahme und nicht zur verbrauchenden Wassernutzung. Das vorgängig beschriebene erwähnte Vorgehen ist für den ecoinvent Datenbestand v2.2 mit vertretbarem Aufwand nicht machbar. Für eine Bewertung der verbrauchenden Wassernutzung wird deshalb folgendes vereinfachte Verfahren empfohlen: In der Bewertungsmethode werden Korrekturfaktoren eingeführt. Diese quantifizieren für jeden einzelnen Elementarfluss den durchschnittlichen Anteil der verbrauchenden Wassernutzung (beispielsweise durch Verdampfung) an der Wasserentnahme.

Korrekturfaktoren für den ecoinvent Datenbestand v2.2

Tab. 98 > Standardwerte für den Anteil verbrauchender Wassernutzung, anzuwenden auf bestehende Elementarflüsse im ecoinvent Datenbestand v2.2

Elementarfluss im ecoinvent Datenbestand v2.2	Anteil verbrauchende Wassernutzung	Quelle
Wasser, Kühl-, allgemein	5 %	(Muñoz et al. 2010, Rosiek et al. 2010, Jefferies et al. 2011, Gleick 1994, Shaffer 2008, Stiegel & al. 2008, Scown & al. 2011)
Wasser, See-	10 %	(Shaffer 2008, Statistics Canada 2010)
Wasser, Fluss-	10 %	
Wasser, Grund-	10 %	
Wasser, allgemein	10 %	
Wasser, Salz-, Meer	0	
Wasser, Salz-, Sole	0	
Wasser, Turbinier-, allgemein	0	

14 > Abfälle

14.1 Einleitung

Im Folgenden werden Ökofaktoren für verschiedene Abfälle hergeleitet. Die Abfälle in Oberflächendeponien werden über den Kohlenstoffgehalt der eingelagerten Abfälle bewertet. Bestimmte Sonderabfälle (Teil 3, Kap. 14.3) sowie radioaktive Abfälle (Teil 3, Kap. 14.4) werden untertage deponiert.

14.2 Kohlenstoff (C) in Deponiegut

14.2.1 Ökologische Bedeutung

In der Schweiz dürfen gemäss Umweltschutzgesetz keine Abfälle in Deponien abgelagert werden, die dort zu langfristigen Problemen führen können. Als Indikator für das «Reaktionspotential» eines Abfalls dient der darin enthaltene Kohlenstoff (C). Ziel ist, den C-Fluss auf Deponien zu minimieren. Er wird deshalb von den Fachleuten des BAFU als der zentrale kritische Aspekt bei der Deponierung von Reaktordeponiegut betrachtet.

14.2.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der Normierungsfluss ist identisch zum aktuellen Fluss, da der aktuelle Fluss den C-Fluss in Deponien bezogen auf die Schweiz repräsentiert.

14.2.3 Gewichtung

Der aktuelle Fluss umfasst diejenige Menge an Kohlenstoff, die über den Abfall in Interstoffdeponien, Reststoffdeponien, Reaktordeponien und Schlackenkompartimenten abgelagert wird. Tab. 99 listet die im Jahr 2011 deponierten Abfallmengen gemäss der Abfallstatistik der Verordnung über die Abgabe zur Sanierung von Altlasten auf (VASA 2012). Gemäss der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA 2011) müssen Reaktorstoffe einen Grenzwert von 5 % Kohlenstoff und alle anderen deponierten Abfälle einen Grenzwert von 2 % Kohlenstoff einhalten. Aufgrund aktueller Kontrollmessungen kann heute davon ausgegangen werden, dass die abgelagerten Stoffklassen die Anforderungen gemäss TVA (2011) einhalten.³²

Aktueller Fluss

Die Gehalte von organischem Kohlenstoff in KVA Schlacken liegen bei untersuchten Proben deutlich unter 3 % (BAFU 2010b). Der aktuelle Fluss wird berechnet unter der konservativen Annahme, dass der Kohlenstoffgehalt in den deponierten Abfällen dem

³² Persönliche Mitteilung Abteilung Abfall und Rohstoff, BAFU 2012

Grenzwert entspricht auch wenn anzunehmen ist, dass der aktuelle Fluss etwas tiefer liegt. Daraus resultiert ein aktueller Fluss von rund 183 000 t C/a.

Da die abgelagerten Abfälle die Anforderungen der TVA (2011) einhalten, entspricht der kritische Fluss dem aktuellen Fluss von rund 183 000 t C/a.

Kritischer Fluss

Tab. 99 > Deponierte Abfallmengen in der Schweiz im Jahr 2011 und deren maximaler Kohlenstoffgehalt (Total Organic Carbon TOC)

	Statistik 2011 (t)	TOC-Grenzwert (TVA 2011) (%)	TOC (t)
Inertstoffe	6 887 808	2.0 %	137 756
Reststoffe	127 622	2.0 %	2 552
Reaktorstoffe	583 644	5.0 %	29 182
Schlackekompartimente*	686 573	2.0 %	13 731
Total	8 285 600		183 222

* 2010 Wert (exportierte Schlacke); Quelle: Datei Ablagerung_Uebersicht_Norbert.xlsx³³

14.2.4 Ökofaktoren für Kohlenstoff in Deponieabfällen

Tab. 100 > Ökofaktor für Kohlenstoff in Reaktordeponieabfällen in UBP/g C. Zudem sind Ökofaktoren für durchschnittliche Schlacke und übrige Reaktordeponieabfälle aufgeführt

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t C/a)	183 222	B	(TVA 2011), (VASA 2012)	97 410
Aktueller Fluss (t C/a)	183 222	B	(TVA 2011), (VASA 2012)	97 410
Kritischer Fluss (t C/a)	183 222	b	(TVA 2011), (VASA 2012)	79 420
Gewichtung (-)	1.00			1.50
Ökofaktor (UBP/g C)	5.5			15
Ökofaktor (UBP/g Schlacke)	0.11		C-Gehalt: 2 %; TVA (2011)	0.61
Ökofaktor (UBP/g übrige Reaktordeponieabfälle)	0.27		C-Gehalt: 5 %; TVA (2011)	2.3

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Im Vergleich zur Situation 2006 liegt der Ökofaktor um zwei Drittel tiefer, weil neu auch der Kohlenstoffgehalt in Inertstoffen berücksichtigt wird und weil der kritische Fluss neu gleich hoch wie der aktuelle Fluss ist.

14.2.5 Anwendungsanweisung betreffend ecoinvent Datenbestand v2.2

Die Anwendung dieses Ökofaktors ist in der ecoinvent Datenbank nicht direkt möglich, da der C-Gehalt der deponierten Abfälle nicht als Elementarfluss ausgewiesen wird. Stattdessen werden die TOC-Langzeitemissionen als Hilfsgrösse verwendet. Diese stammen im ecoinvent Datenbestand v2.2 einzig aus Reaktor- und Reststoffdeponien. Der Transferkoeffizient der Reaktordeponien für Kohlenstoff im Abfall zu Kohlenstoff als Langzeit-TOC beträgt 0.25, derjenige der Reststoffdeponien 0.65 (Doka 2009). Damit lässt sich der in der ecoinvent Datenbank anzuwendende Ökofaktor berechnen. Dieser beläuft sich für Reststoffdeponien auf 8.4 UBP/g Langzeit-TOC

³³ Datei übermittelt von Nobert Egli, Bundesamt für Umwelt, am 9.7.2012

und für Reaktordeponien auf 21.8 UBP/g Langzeit-TOC. Da im ecoinvent v2.2 Datenbestand keine Unterscheidung zwischen TOC-Langzeitemissionen aus Reaktor- und Reststoffdeponien implementiert ist, soll für die TOC-Langzeitemissionen aus Reaktordeponien neu ein separater Elementarfluss «TOC, Totaler Organischer Kohlenstoff, aus Reaktordeponie» eingeführt werden.

Die Datensätze im ecoinvent Datenbestand v2.2 zur Entsorgung in Inertstoffdeponien umfassen Entsorgungsprozesse von reinen Materialien ohne Kohlenstoff. Sie erhalten deshalb keinen Ökofaktor für Kohlenstoff in Deponiegut. Reale Baustellenabfälle, welche auf eine Inertstoffdeponie abgelagert werden, enthalten in der Regel organische Verunreinigungen. Falls in Sachbilanzen die Entsorgung von Materialien mit einem (erlaubten) Kohlenstoffgehalt in eine Inertstoffdeponie berücksichtigt wird, dann soll der Ökofaktor gemäss Tab. 100 (5.5 UBP/g C) angewendet werden.

14.2.6 **Anwendungsanweisung betreffend Modellierung der Deponierung von Abfällen mit organischem Kohlenstoff**

Abfälle, welche organischen Kohlenstoff enthalten und deponiert werden, sollen in der Sachbilanz mit dem Modell der Reaktordeponie, gegebenenfalls Reststoffdeponie bilanziert werden. Damit wird sichergestellt, dass die zu erwartenden chemischen Reaktionen, die Deponiegas- und Sickerwasserbildung in der Ökobilanz angemessen berücksichtigt werden.

14.3 **Sonderabfälle in Untertagedeponie**

14.3.1 **Grundlagen**

Die in der Schweiz anfallenden Sonderabfälle (rund 1.1 Mio. t pro Jahr) werden zum grössten Teil im Inland behandelt. Rund ein Drittel kann verbrannt werden, der Rest wird nach Möglichkeit recycelt, physikalisch-chemisch behandelt oder andernfalls in einer Reststoffdeponie abgelagert. Die wichtigste Quelle von Sonderabfällen ist belastetes Erdreich aus Altlastensanierungen, welches rund ein Drittel der Menge ausmacht (BAFU 2011b).

Sonderabfälle werden nur in Ausnahmefällen exportiert; es sind dies rund 10% der Sonderabfallmenge. Ein Drittel der exportierten Menge machen die in Untertagedeponien eingelagerten Filterstäube der Kehrichtverbrennungsanlagen aus. Deren Deponierung in Untertagedeponien ist seit 1996 leicht rückläufig, da zunehmend das Verfahren der sauren Wäsche eingesetzt wird. Die Einlagerung des Filterstaubes in Untertagedeponien ist bei diesem Verfahren nicht mehr notwendig (BUWAL 2003c, S. 44).

14.3.2 **Normierung**

Es wird keine Charakterisierung durchgeführt und der aktuelle wie der kritische Fluss umfassen die ganze untertage deponierte Sonderabfallmenge. Daher ist der Normierungsfluss identisch zum aktuellen Fluss.

14.3.3 Gewichtung

Die Menge der Abfälle, welche in Untertagedeponien abgelagert wird, kann der Abfallstatistik entnommen werden. Sie beläuft sich für 2010 auf 37 200 t/a und wird vollumfänglich exportiert (BAFU 2011b). In der Schweiz gibt es keine Untertagedeponien.

Aktueller Fluss

Im Umweltschutzgesetz (USG 2010, Art. 30 Abs. 3) wird als Grundsatz festgehalten, dass Abfälle «soweit es möglich und sinnvoll ist, im Inland entsorgt werden.» Es wird angenommen, dass die exportierte Menge nicht sinnvoll in der Schweiz endgelagert werden kann, weshalb der kritische dem aktuellen Fluss gleichgesetzt wird.³⁴

Kritischer Fluss

14.3.4 Ökofaktoren für die Deponierung von Sonderabfällen

Tab. 101 > Ökofaktor für die Einlagerung von Sonderabfällen in Untertagedeponien in UBP/g und UBP/cm³ Abfall

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (t Abfall/a)	37 223	A		36 900
Aktueller Fluss (t Abfall/a)	37 223	A	(BAFU 2011b)	36 900
Kritischer Fluss (t Abfall/a)	37 223	c		36 900
Gewichtung (-)	1.00			1.00
Ökofaktor (UBP/g Abfall)	27			27
Ökofaktor (UBP/cm ³ Abfall)	43		Dichte 1600 kg/m ³ gem. Doka (2003b, Part III, S. 41)	43

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Dieser Ökofaktor berücksichtigt ausschliesslich Sonderabfälle, die in Untertagedeponien eingelagert werden. Endlagerung von Abfällen – auch Sonderabfällen – auf normalen Oberflächendeponien wird über die Landnutzung und die auftretenden Emissionen in Luft und Wasser sowie über den C-Gehalt des Abfalls bewertet.

14.4 Radioaktive Abfälle

14.4.1 Vorbemerkung

Nuklearstrom verursacht radioaktive Abfälle, die eines Tages endgelagert werden müssen. Bis jetzt konnte in der Schweiz noch kein Endlager gebaut werden. Für schwach- und mittelaktive Abfälle war der Wellenberg im Kanton Nidwalden vorgesehen. 2002 wurde der Bau eines Sondierstollens in einer Volksabstimmung abgelehnt. Derzeit werden in einem Verfahren neue Standorte für schwach- und mittelaktive und für hochaktive und langlebige radioaktive Abfälle evaluiert. Die Beurteilung der radioaktiven Abfälle widerspiegelte in Brand et al. (1998) und Frischknecht et al. (2008) die Lage mit erbrachtem Entsorgungsnachweis und Anstrengungen bezüglich Standortsuche, aber immer noch ohne konkretes Projekt mit rechtskräftiger Baubewilligung. Neu werden die Ökofaktoren auf Basis gesetzlicher Bestimmungen einerseits und naturwissenschaftlichen Berechnungen der Nagra andererseits ermittelt. Hierbei wird das Gefähr-

³⁴ gemäss persönlicher Auskunft von H.-P. Fahrni, Bundesamt für Umwelt, vom 28.02.2005 war diese Festlegung für die Ökofaktoren 2006 sinnvoll. Sie wird deshalb beibehalten.

dungspotenzial der radioaktiven Abfälle mit dem Radiotoxizitäts-Index (NAGRA 2008) quantifiziert.

14.4.2 Grundlagen

Für die anfallenden radioaktiven Abfälle verlangt das Kernenergiegesetz (KEG, Art. 30 Abs. 2): «Die in der Schweiz anfallenden radioaktiven Abfälle müssen grundsätzlich im Inland entsorgt werden». Zudem ist seit Juli 2006 ein Moratorium bis 2016 für die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente in Kraft.³⁵

Grundsätzlich sind zwei Endlager vorgesehen, eines für abgebrannte Brennelemente (BE), hochaktive (HAA) sowie alphatoxische (ATA) Abfälle und ein zweites für schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA). Diese Endlager können an separaten Standorten oder vereint an einem einzigen Standort realisiert werden.

Klassierung der Abfälle

Die benötigten Kapazitäten für die Endlager werden aufgrund der geschätzten Menge an radioaktiven Abfällen inklusive deren «Verpackung» geplant. Die NAGRA³⁶ geht für die Volumenberechnung von 50 Jahren Laufzeit der Kernkraftwerke aus (Referenzszenario).

Ausgehend von diesem Szenario fallen rund 6600 m³ abgebrannte (und konditionierte) Brennelemente (BE), rund 730 m³ hochradioaktive Abfälle (HAA) aus der Wiederaufarbeitung und 2280 m³ langlebige, mittelradioaktive (alphatoxische) Abfälle (ATA) an. Insgesamt soll das Tiefenlager also rund 9600 m³ langlebige hoch- und mittelradioaktive Abfälle aufnehmen können (Volumen inkl. Behälter, NAGRA 2011a).

Abfallvolumen hoch aktiver Abfälle

Für die in einem geologischen Tiefenlager zu entsorgenden schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) wird auf der Basis von 50 Jahren Laufzeit der Kernkraftwerke mit einer Gesamtmenge von 89 400 m³ gerechnet (Volumen inkl. Behälter, NAGRA 2011a). Davon sind 28 300 m³ Abfälle aus der KKW-Stillegung, 26 000 m³ aus dem KKW Betrieb (Betriebs- und Reaktorabfälle), 32 200 m³ aus Forschung und Medizin (wovon 23 000 m³ aus der Stillegung der Forschungsanlagen) und 3000 m³ aus dem Zwischenlager und der Verpackungsanlage.

Abfallvolumen schwach- und mittelaktiver Abfälle

Insgesamt beläuft sich die zu entsorgende Gesamtmenge auf rund 99 000 m³ in Lagerbehälter verpackte Abfälle (NAGRA 2011a).

Die Gefährlichkeit der radioaktiven Abfälle hängt einerseits von deren Langlebigkeit (Halbwertszeit) ab und andererseits von der Art und Intensität der Strahlung. Das schweizerische Endlagerkonzept ordnet die verschiedenen Abfalltypen in zwei Kategorien ein:

Gefährlichkeit radioaktiver Abfälle

1. kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA)
2. alphatoxische Abfälle (ATA), hochaktive Abfälle (HAA) und abgebrannte Brennelemente (BE)

³⁵ Kernenergiegesetz Art. 106 Abs. 4 «Abgebrannte Brennelemente dürfen während einer Zeit von zehn Jahren ab dem 1. Juli 2006 nicht zur Wiederaufarbeitung ausgeführt werden. Sie sind während dieser Zeit als radioaktive Abfälle zu entsorgen.»

³⁶ NAGRA ist die «Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle» in der Schweiz.

Erstere sind verhältnismässig kurzlebig und stellen schon nach kurzer Zeit nur noch eine geringe Gefahr dar. Es wird von einer notwendigen Verschlusszeit von rund 500 Jahren ausgegangen (KFW 2002, PSI 1996). Für letztere ist eine sichere Verwahrung während mindestens 100 000 Jahre notwendig (EKRA 2000, PSI 1996).

Die Radiotoxizität der in den radioaktiven Abfällen enthaltenen einzelnen Isotope und damit auch der verschiedenen Abfallarten wird mit dem Radiotoxizitätsindex RTI von radioaktiven Abfällen quantifiziert. Dieser ist definiert als

$$RTI = \sum_i A_i * DF_i / DL$$

mit:

A_i = Aktivität des Nuklids i in Bq,

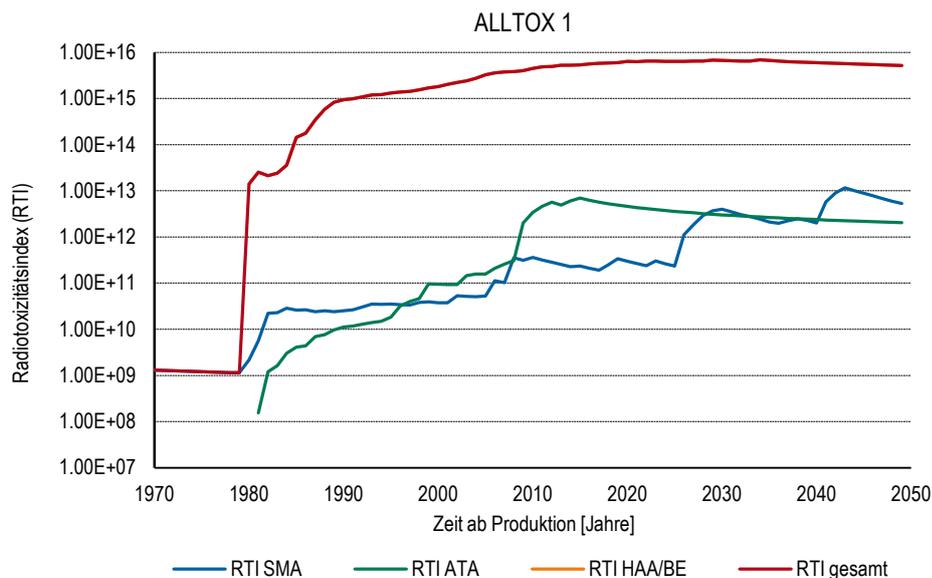
DF_i = Dosisfaktor für die Aufnahme des Nuklids i in Sv/Bq, Dosisgrenzwert für die Freisetzung aus einem geologischen Tiefenlager

DL = 0.1 mSv/a (NAGRA 2008).

Die Nagra quantifiziert den jährlichen Verlauf der Radiotoxizität der anfallenden und einzulagernden radioaktiven Abfälle. Der Verlauf in Abb. 7 und Abb. 8 zeigt, dass der Radiotoxizitätsindex im Jahr 2029 voraussichtlich einen Höchststand erreicht, und dann stetig abnimmt.

Abb. 7 > Entwicklung des Radiotoxizitätsindex (RTI) der radioaktiven Abfälle in der Schweiz bis zum Jahr 2050. Daten von NAGRA (2008)

SMA: Schwach- und mittelaktive Abfälle; ATA: Alphatoxische Abfälle;
HAA: Hochaktive Abfälle; BE: abgebrannte Brennelemente

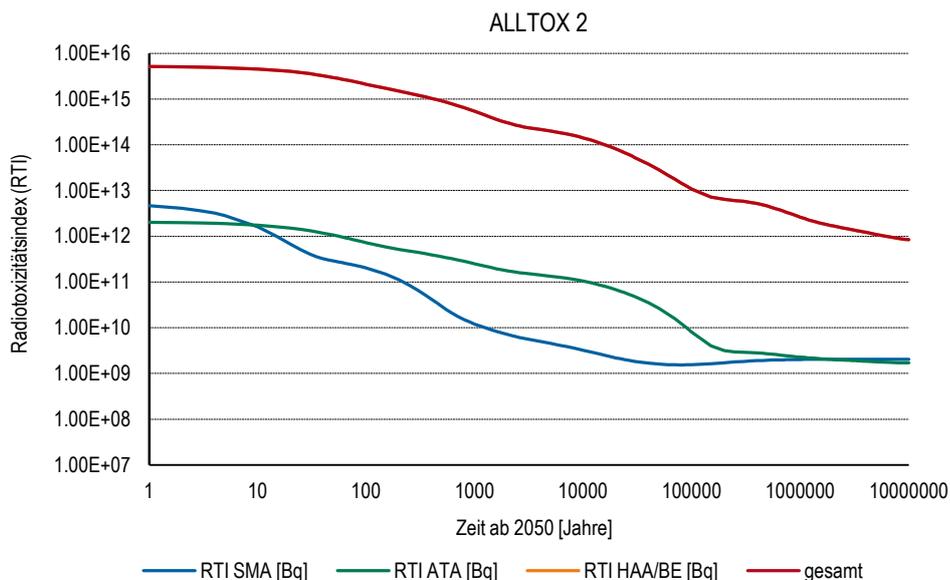


RTI gesamt wird von RTI HAA/BE bestimmt. RTI gesamt (rote Linie) überdeckt RTI HAA/BE (orange Linie) vollständig.

Radiotoxizitätsindex

Abb. 8 > Entwicklung des Radiotoxizitätsindex (RTI) der radioaktiven Abfälle in der Schweiz ab dem Jahr 2050. Daten von NAGRA (2008)

SMA: Schwach- und mittelaktive Abfälle; ATA: Alphatoxische Abfälle;
HAA: Hochaktive Abfälle; BE: abgebrannte Brennelemente



RTI gesamt wird von RTI HAA/BE bestimmt. RTI gesamt (rote Linie) überdeckt RTI HAA/BE (orange Linie) vollständig.

Im Jahr 2029 beträgt der RTI der gesamten radioaktiven Abfälle, welche in der Schweiz endgelagert werden müssen, $6.8 \cdot 10^{15}$ RTI (siehe auch Tab. 102). Dies entspricht dem höchsten RTI des gesamten in der Schweiz anfallenden radioaktiven Abfalls.³⁷

Radiotoxizität der radioaktiven Abfälle Schweiz

Tab. 102 > Radioaktive Abfallvolumen, RTI im Jahr 2029 (absolut und pro m³ Abfall) und zum Zeitpunkt des Verschlusses des Endlagers für radioaktive Abfälle (Jahr 2115) und Charakterisierungsfaktoren

	Abfallvolumen (m ³)	RTI (-)	RTI pro m ³ (m ⁻³)	RTI bei Verschluss (-)	Charakterisierungsfaktor (cm ² HAA-eq/cm ³)
Schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA)	89 410	$3.7 \cdot 10^{12}$	$4.1 \cdot 10^7$	$2.5 \cdot 10^{11}$	0.000045
Alphatoxische Abfälle (ATA)	2 280	$3.1 \cdot 10^{12}$	$1.4 \cdot 10^9$	$9.2 \cdot 10^{11}$	0.0015
Hochaktive Abfälle (HAA & BE)	7 325	$6.8 \cdot 10^{15}$	$9.3 \cdot 10^{11}$	$2.6 \cdot 10^{15}$	1.0
Hochaktive und alphatoxische Abfälle (HAA, BE & ATA)	9 605	$6.8 \cdot 10^{15}$	$9.3 \cdot 10^{11}$	$2.6 \cdot 10^{15}$	0.76
Total	99 015	$6.8 \cdot 10^{15}$		$2.6 \cdot 10^{15}$	

³⁷ Da das Maximum des RTI nicht für alle radioaktiven Abfälle zum selben Zeitpunkt auftritt, entspricht das in Abb. 7 gezeigte Maximum des gesamten Abfallinventars nicht der Summe der individuellen RTI Maxima der zeitlich gestaffelt anfallenden Abfälle.

14.4.3 Charakterisierung

Die Charakterisierung basiert auf dem Radiotoxizitätspotenzial. Die verschiedenen Abfallkategorien werden über deren Radiotoxizitätsindex im Jahr 2029 charakterisiert. Referenzsubstanz sind die hochaktiven Abfälle. Basierend auf den RTI-Werten pro m³ Abfall (siehe Tab. 102) beträgt der Charakterisierungsfaktor von 1 cm³ SMA $4.5 \cdot 10^{-5}$ cm³ HAA-eq., von 1 cm³ ATA 0.0015 cm³ HAA-eq. und von 1 cm³ ATA&HAA 0.76 cm³ HAA-eq.

14.4.4 Normierung

Der Normierungsfluss wird bestimmt als charakterisiertes Volumen jährlich anfallender radioaktiver Abfälle. Das gesamte charakterisierte Abfallvolumen von 50 Jahren Betrieb der Schweizer Kernkraftwerke und von Medizin und Forschung beträgt 7332 m³ HAA-eq. Bei einer Laufzeit von 50 Betriebsjahren resultiert ein Normierungsfluss von rund 147 m³ HAA-eq/a.

14.4.5 Gewichtung

Das Maximum des RTI der Schweizerischen radioaktiven Abfälle (siehe Teil 3, Kap. 14.4.2) dividiert durch 50 Jahre Betriebsdauer der Kernkraftwerke ($1.36 \cdot 10^{14}$ RTI), wird als aktueller Fluss verwendet.

Aktueller Fluss

Nach Abschluss der Einlagerung und dem Verschluss aller Lagerkammern beginnt die Beobachtungsphase d.h. ein längerer Zeitraum, während dessen ein geologisches Tiefenlager vor dem Verschluss überwacht wird und die radioaktiven Abfälle ohne grossen Aufwand zurückgeholt werden können (vgl. Kernenergiegesetz (KEG 2009) Art. 3). Mit diesen Festlegungen hat der Gesetzgeber einerseits dem international anerkannten Prinzip der passiven Langzeitsicherheit, d. h. dem sicheren Einschluss der radioaktiven Stoffe ohne die Notwendigkeit menschlicher Eingriffe, und andererseits dem gesellschaftlichen Anliegen einer längeren Überwachung und einer erleichterten Rückholbarkeit vor dem Verschluss Rechnung getragen. Auch nach dem Verschluss kann die Überwachung weitergeführt werden und können die Abfälle – wenn auch mit grösserem Aufwand – zurückgeholt werden. Die Dauer der Beobachtungsphase ist nicht festgelegt und kann 50, 100 oder mehr Jahre betragen. In Übereinstimmung mit der Kostenrechnung gemäss der Stilllegungs- und Entsorgungsfondsverordnung (SEFV 2008) wird hier angenommen, dass der Bundesrat nach 50 Jahren die Verschlussarbeiten anordnet. Der Bundesrat ordnet den Verschluss an, nachdem er sich davon überzeugt hat, dass der dauernde Schutz von Mensch und Umwelt gewährleistet ist (KEG Art.39, Ziffer 2). Die Gewährleistung des dauernden Schutzes von Mensch und Umwelt ist Basis für die Bestimmung des kritischen Flusses.

Gesetzliche Grundlage

Gemäss Planung der NAGRA (2011b) soll das Endlager für schwach und mittelaktive radioaktive Abfälle in den Jahren 2100 bis 2101 und das Endlager für langlebige und/oder hochaktive radioaktive Abfälle in den Jahren 2115 bis 2116 endgültig verschlossen werden.

Zeitpunkt Verschluss

Zum Zeitpunkt des Verschlusses im Jahr 2115 beträgt der RTI der gesamten radioaktiven Abfälle $2.6 \cdot 10^{16}$ RTI (siehe Tab. 102 und Abb. 8). Dividiert durch 50 KKW-Betriebsjahre ergibt dies $5.2 \cdot 10^{13}$ RTI/a. Dieser Wert entspricht dem kritischen Fluss.

Kritischer Fluss

Tab. 103 > Ökofaktor für hochaktive radioaktive Abfälle

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (m ³ HAA-eq/a)	146.6	A	berechnet aus Angaben in NAGRA (2008)	
Aktueller Fluss (RTI/a)	$1.36 \cdot 10^{14}$	A	berechnet aus Angaben in NAGRA (2008)	
Kritischer Fluss (RTI/a)	$5.22 \cdot 10^{13}$	a	berechnet aus Angaben in NAGRA (2008)	
Gewichtung (-)	6.76			
Ökofaktor (UBP/cm ³ HAA-eq)	46 000			siehe Tab. 104

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

14.4.6 Ökofaktor für weitere radioaktive Abfälle

Mit Hilfe der Charakterisierungsfaktoren für weitere Arten radioaktiver Abfälle können deren Ökofaktoren abgeleitet werden. In Tab. 104 werden zusätzlich die Ökofaktoren für die in den ecoinvent Datensätzen verwendeten Abfallkategorien «schwach- und mittelaktive Abfälle» und «hochaktive und alphatoxische Abfälle» gezeigt.

Tab. 104 > Ökofaktoren für kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) sowie für langlebige und/oder hochaktive Abfälle (BE/ATA/HAA) in UBP/cm³ Abfall

	Edition 2013 (UBP/cm ³)	Q	Charakterisierungsfaktor (cm ³ HAA-eq/cm ³)	Situation 2006
Schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA)	2.1	A	0.000045	3300
Hochaktive und alphatoxische Abfälle (HAA, BE & ATA)	35 000	A	0.76	18 000
Hochaktive Abfälle (HAA & BE)	46 000	A	1.0	
Alphatoxische Abfälle (ATA)	69	A	0.0015	

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6; Dichten der konditionierten und verpackten Abfälle: SMA: 5 t/m³; HAA, BE & ATA: 6.85 t/m³

Der Ökofaktor wird auf das Endlagervolumen der radioaktiven Abfälle inkl. deren Behälter angewendet. Durch den Wechsel auf eine naturwissenschaftliche Begründung der Ökofaktoren für radioaktive Abfälle und insbesondere das Anwenden des Radio-toxizitätsindex haben sich deutliche Verschiebungen ergeben. Der Ökofaktor für langlebige oder hochaktive Abfälle ist gegenüber 2006 um über 90 % gestiegen, währenddem der neue Ökofaktor für kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle um mehr als 99.9 % tiefer liegt als der Ökofaktor 2006.

Insgesamt zeigt sich, dass das neue, methodisch besser abgestützte Konzept in der Tendenz ähnliche Gewichtungen wie bisher ergibt, die Bedeutung der verschiedenen Abfallkategorien nun aber stärker differenziert wird.

15 > Nichtstoffliche Emissionen

15.1 Lärm

15.1.1 Einleitung

Lärm ist unerwünschter Schall, der die Betroffenen physisch, psychisch und sozial beeinträchtigen kann. Chronischer und übermässiger Lärm ist ein Gesundheitsrisiko, mindert die Wohnqualität und Standortattraktivität der betroffenen Gebiete und verursacht hohe volkswirtschaftliche Kosten (BAFU 2009c).

Das Umweltschutzgesetz (USG 2010) vom 7. Oktober 1983 hat zum Ziel, die Bevölkerung vor schädlichem oder lästigem Lärm zu schützen. Im Sinne der Vorsorge sind Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden können, zudem frühzeitig zu begrenzen. Durch die Reduktion der Lärmimmissionen soll sichergestellt werden, dass weniger Menschen durch Lärm stark gestört sind. Deshalb wird der Ökofaktor für «durch Lärm stark gestörte Personen» ausgewiesen. Verbesserungen der Lärmsituation sollen im Strassen-, Schienen- und Luftverkehr erzielt werden. Es wird für jeden der drei Verkehrsträger ein separater Ökofaktor bestimmt.

15.1.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der Normierungsfluss entspricht der Anzahl durch Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm stark gestörter Personen. Der Normierungsfluss beläuft sich auf rund 800 000 Personen (siehe Tab. 105)³⁸.

15.1.3 Gewichtung

Für jede Lärmquelle wird ein eigener Ökofaktor berechnet. Der aktuelle Fluss entspricht der Anzahl stark gestörter Personen durch Strassen-, Eisenbahn- oder Fluglärm.

Aktueller Fluss

Informationen zur Anzahl der durch Lärm betroffenen Personen pro dB-Klasse für Strassen- und Eisenbahnlärm stammen aus der Lärmdatenbank sonBASE. Die entsprechenden Informationen zu Fluglärm wurden mittels Interpolation des Flugbetriebes, welcher vom Bundesamt für Zivilluftfahrt (BAZL) genehmigt wurde, für die beiden grossen Schweizer Flughäfen Zürich und Genf bestimmt.

Zur Ermittlung des Anteils stark gestörter Personen wird mit dem Lärmpegel L_{den} gerechnet. L_{den} ist ein europäisches Mass und wird aus L_{day} (6:00–18:00 Uhr), $L_{evening}$ (18:00–22:00 Uhr) und L_{night} (22:00–06:00 Uhr) berechnet. Da der Lärm am Abend und in der Nacht als schlimmer wahrgenommen wird, wird der $L_{evening}$ und L_{night} mit einem Pegelzuschlag von 5 dB(A), bzw. 10 dB(A) beaufschlagt. Der Anteil stark gestörter Personen wird mittels der Belastungs-Wirkungsbeziehung gemäss der Euro-

³⁸ Personen, die von mehr als einem Verkehrsmittel übermässig gestört sind, werden mehrfach gezählt.

päischen Umweltagentur (EEA 2010) bestimmt. Der aktuelle Fluss berechnet sich aus der Anzahl Personen pro dB(A) Klasse multipliziert mit dem Anteil stark gestörter Personen bei ebendieser dB(A) Klasse.

Das BAFU hat die Anzahl stark gestörter Personen für alle Verkehrsmittel ermittelt und zur Verfügung gestellt (BAFU 2012f) (siehe Tab. 105).

Tab. 105 > Anzahl der durch Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm stark gestörter Personen (sgP), aktueller Fluss, Quellen siehe Text

	Strassenlärm	Eisenbahnlärm	Fluglärm	Total
Anzahl stark gestörte Personen (auf 2 Stellen gerundet)	720 000	61 000	27 000	800 000

Das langfristige Ziel der Lärmbekämpfung ist es, dass keine Personen mehr von Lärm belästigt sind. Mittelfristig, sprich bis ca. 2035, wird eine Senkung der Lärmbelastung von je 5 dB(A) für den Strassen-, Schienen-, und Luftverkehr angestrebt (BAFU 2012f). Die Ermittlung der Anzahl stark gestörter Personen bei einem 5 dB(A) tieferen Lärmpegel wird auf dieselbe Art bestimmt wie der aktuelle Fluss. Eine Senkung um 5 dB(A) entspricht in etwa einer Halbierung der stark vom Lärm gestörten Personen.

Kritischer Fluss

Tab. 106 > Anzahl der durch Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm stark gestörten Personen (sgP), kritischer Fluss, Quellen siehe Text

	Strassenlärm	Eisenbahnlärm	Fluglärm
Anzahl stark gestörte Personen (auf 2 Stellen gerundet)	440 000	33 000	15 000

15.1.4 Ökofaktor für durch Verkehrslärm stark gestörte Personen

Der Ökofaktor für Lärm wird in der vorliegenden Version neu eingeführt. Er bezieht sich auf «durch Lärm stark gestörte Personen (sgP)» und wird für Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm separat ausgewiesen. Die Grösse «stark gestörte Personen» wird verwendet, weil sich das Ziel des Lärmschutzes darauf bezieht. Für die Anwendung in Ökobilanzen und die Verwendung der Lärm-Ökofaktoren in Ökobilanzdatenbanken wie ecoinvent werden jedoch einfach zu quantifizierende Sachbilanzgrössen benötigt. Hierzu werden Lärmkilometer vorgeschlagen. Die Herleitung der Ökofaktoren pro Lärmkilometer ist in Teil 3, Kapitel 15.1.5 beschrieben.

Tab. 107 > Ökofaktor für Strassenlärm, in UBP pro stark gestörte Person (sgP)

Ökofaktor Strassenlärm

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (sgP/a)	803 882	B	berücksichtigt Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm	
Aktueller Fluss (sgP/a)	715 754	A	(BAFU 2012f)	
Kritischer Fluss (sgP/a)	436 058	b	(BAFU 2012f)	
Gewichtung (-)	2.69			
Ökofaktor (UBP/sgP)	3 400 000			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tab. 108 > Ökofaktor für Eisenbahnlärm, in UBP pro stark gestörte Person (sgP)

Ökofaktor Eisenbahnlärm

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (sgP/a)	803 882	B	berücksichtigt Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm	
Aktueller Fluss (sgP/a)	60 934	A	(BAFU 2012f)	
Kritischer Fluss (sgP/a)	32 754	b	(BAFU 2012f)	
Gewichtung (-)	3.46			
Ökofaktor (UBP/sgP)	4 300 000		Eisenbahnlärm	

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tab. 109 > Ökofaktor für Fluglärm, in UBP pro stark gestörte Person (sgP)

Ökofaktor Fluglärm

	Edition 2013	Q	Bemerkungen	Situation 2006
Normierung (sgP/a)	803 882	B	berücksichtigt Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm	
Aktueller Fluss (sgP/a)	27 194	A	(BAFU 2012f)	
Kritischer Fluss (sgP/a)	15 042	b	(BAFU 2012f)	
Gewichtung (-)	3.27			
Ökofaktor (UBP/sgP)	4 100 000		Fluglärm	

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

15.1.5 Ökofaktor Verkehrslärm in heutigen Ökobilanz-Datenbanken

Zur Anwendung des Ökofaktors für Lärm in heutigen Ökobilanz-Datenbanken werden sechs neue Elementarflüsse auf Inventarebene eingeführt (siehe Tab. 110). Die Einheit dieser Elementarflüsse ist Lärm(fahrzeug)kilometer, Lärm(personen)kilometer beziehungsweise Lärm(tonnen)kilometer. Die Fahrt eines (durchschnittlichen) Pkw über 1 km verursacht beispielsweise 1 km «Lärm, Strasse, Pkw», ein mit der Eisenbahn zurückgelegter Personenkilometer verursacht 1 pkm «Lärm, Eisenbahn, Personen» und so weiter.

Tab. 110 > Elementarflüsse zur Implementierung des Lärmökofaktors auf Inventarebene

		Elementarflussname
Strassenlärm verursacht durch Personenwagen *	km	Lärm, Strasse, Pkw
Strassenlärm verursacht durch Lastwagen	km	Lärm, Strasse, Lkw
Eisenbahnlärm verursacht durch Personentransport	pkm	Lärm, Eisenbahn, Personen
Eisenbahnlärm verursacht durch Gütertransport	tkm	Lärm, Eisenbahn, Güter
Fluglärm verursacht durch Personentransport	pkm	Lärm, Flugzeug, Personen
Fluglärm verursacht durch Gütertransport	tkm	Lärm, Flugzeug, Güter

km: Fahrzeugkilometer, pkm: Personenkilometer, tkm: Tonnenkilometer; * Für die Bewertung von Lärm durch Motorräder siehe Tab. 113

Der Ökofaktor pro Lärm(fahrzeug)kilometer, Lärmpersonenkilometer beziehungsweise Lärmtonnenkilometer wird über die Anzahl stark gestörter Personen im Strassen-, Eisenbahn- und Flugverkehr bestimmt. Alle drei Verkehrsträger transportieren sowohl Personen als auch Güter. Die Auswirkungen der Lärmemissionen beispielsweise des Strassenverkehrs müssen deshalb zwischen Personentransport (Pkw) und Gütertransport (Lkw) aufgeteilt werden.

Ökofaktor bezogen auf Kilometer

Es wird davon ausgegangen, dass die Lärmemissionen weitgehend unabhängig sind von der Zuladung. Deshalb werden beim Strassen- und Bahnverkehr die Fahrleistung einerseits (BFS 2009, 2011c) und das durchschnittliche Lärm-Emissionsniveau von Pkw und Lkw sowie von Personen- und Güterzügen begezogen, um die Aufteilung zwischen Personen- und Gütertransporten vorzunehmen.

Tab. 112 zeigt Lärmpegel verschiedener Verkehrsmittel. Der Lärmpegel eines Lastwagens ist ca. 10 dB(A) höher als derjenige eines Personenwagens und auch im Eisenbahnverkehr ist ein Gütertransport ca. 10 dB(A) lauter als ein Personenzug. Eine Pegeländerung von 10 dB entspricht einer Verzehnfachung der mit Schall abgegebenen Energie. Aus diesem Grund wird bei der Allokation der Anzahl stark gestörter Personen die Fahrleistung (in km) für den Gütertransport im Strassen- und Schienenverkehr mit einem Faktor 10 multipliziert.

Durch Anwendung des Ökofaktors pro stark gestörte Person aus Tab. 107 bis Tab. 109 wird der Ökofaktor für den Güter- und Personentransport pro zurückgelegte Distanz berechnet (siehe Tab. 111).

Die Anzahl stark gestörter Personen wird beim Strassengüterverkehr auf den Fahrzeugkilometer bezogen (unabhängig von der Lastwagengrösse und der Beladung).

Tab. 111 > Berechnung des Lärmökofaktors verschiedener Verkehrsträger in UBP/km, UBP/pkm beziehungsweise UBP/tkm

Gezeigt wird die Anzahl durch Lärm stark gestörter Personen im Strassen-, Eisenbahn- und Flugverkehr sowie die allozierte Fahrleistung der Güter- und Personentransporte.

	Einheit	Strassenverkehr		Eisenbahnverkehr		Flugverkehr	
		Personen	Güter	Personen	Güter	Personen	Güter
Anzahl sg Personen	sgP	720 000		61 000		27 000	
Fahrleistung	Fzkm	5.59*10 ¹⁰	5.87*10 ⁹	1.83*10 ⁸	3.00*10 ⁷	6.57*10 ⁹	1.45*10 ⁹
Anzahl sg Personen	sgP/Fzkm	6.25*10 ⁻⁶	6.25*10 ⁻⁵	1.26*10 ⁻⁴	1.26*10 ⁻³	3.39*10 ⁻⁶	3.39*10 ⁻⁶
Anzahl sg Personen	sgP/km	6.25*10 ⁻⁶	6.25*10 ⁻⁵				
Anzahl sg Personen	sgP/pkm			1.20*10 ⁻⁶		3.39*10 ⁻⁷	
Anzahl sg Personen	sgP/tkm				3.42*10 ⁻⁶		3.39*10 ⁻⁶
Ökofaktoren Fahrzeugkilometer	UBP/km	21	210				
Ökofaktoren Personenkilometer	UBP/pkm			5.2		1.4	
Ökofaktoren Tonnenkilometer	UBP/tkm				15		14

sgP: stark gestörte Personen, km: Fahrzeugkilometer, pkm: Personenkilometer, tkm: Tonnenkilometer

Für die Allokation der Anzahl stark gestörter Personen auf Personen- und Güterverkehr bei Strasse und Schiene wird die Fahrleistung Güterverkehr mit dem Faktor 10 multipliziert, da der Lärmpegel von Lkws beziehungsweise Güterzügen rund 10 dB höher liegt als derjenige von Pkw's beziehungsweise Personenzügen.

Im Weiteren soll die Möglichkeit gegeben sein, lärmarme bzw. besonders laute Fahrzeuge differenziert zu bewerten. Die durchschnittlichen Lärmemissionen verschiedener Transportmittel werden in Tab. 112 gezeigt. Wir gehen davon aus, dass die hergeleiteten durchschnittlichen Ökofaktoren für Strassenlärm für den durchschnittlichen Pkw beziehungsweise Lkw gelten. Sind die dB-Werte des zu bilanzierenden Transportmittels bekannt, können mittels Tab. 113 die Lärmkilometer mit dem entsprechenden Faktor multipliziert werden. Hierbei wird die in Doka (2003a) publizierte Formel verwendet.

Ökofaktor für lärmarme
Fahrzeuge

Tab. 112 > Durchschnittliche Lärmemissionen der Verkehrsmittel

Transportmittel		Lärmpegel	Bemerkungen
Strasse, Personenwagen	dB(A)	72	Lmax, gemäss RWTÜV Fahrzeug GmbH (2005), frei fließender Verkehr bei 50 km/h
Strasse, Lastwagen, 150–250 kW	dB(A)	81	
Eisenbahn, ICN, 140 kmh	dB(A)	55.8	Leq (16h) gemäss SonRail (BAFU 2012f), einzelne Vorbeifahrt, Entfernung: 1 Meter Abstand bei mittlerer Schienenrauheit und Betonschwellen
Eisenbahn, Güterzug	dB(A)	65.9	
Flugzeug, A320, Start	dB(A)	47.9	Leq (16h) gemäss SANCDB (BAFU 2012f), Entfernung: 300 Meter Abstand
Flugzeug, B747, Start	dB(A)	59.5	

Ist zum Beispiel das zu bilanzierende Fahrzeug im Vergleich zum durchschnittlichen Fahrzeug 3 dB leiser (Pegeländerung -3 dB), sollen die in der Sachbilanz einzusetzenden Lärmfahrzeugkilometer halbiert werden (Faktor 0.5, siehe Tab. 113). Das Fahren von 1 km mit einem um 3 dB leiseren Auto verursacht also 0.5 km «Lärm, Strasse, Pkw».

Der für die Lärmemissionen von Motorrädern einzusetzende Lärm-Fahrzeugkilometer kann analog bestimmt werden, indem die Differenz zwischen dem Lärmpegel des durchschnittlichen Personenwagens und dem Lärmpegel des Motorrads ermittelt wird. Damit kann der Korrekturfaktor aus Tab. 113 abgelesen und der Motorradlärm-Fahrzeugkilometer berechnet werden.

Ökofaktor Motorräder

Tab. 113 > Faktor, mit welchem die Lärmkilometer bei einer entsprechenden Pegelabweichung vom Durchschnitt (siehe Tab. 112) multipliziert werden müssen

Die Berechnungsformel zur Bestimmung des Faktors lautet: $Faktor = 10^{(Pegeländerung/10)}$, gemäss Doka (2003a), basierend auf dem Strassenverkehrs-Lärmmodell StL 97.

Pegeländerung (dB)	Faktor
-5	0.32
-4	0.40
-3	0.50
-2	0.63
-1	0.79
0	1.00
1	1.26
2	1.58
3	2.00
4	2.51
5	3.16
6	3.98
7	5.01
8	6.31
9	7.94
10	10.00

16 > Ausgewählte methodische Fragestellungen

16.1 Bilanzierung FSC-Wald

Der FSC-Wald ist eine spezielle Form der Waldbewirtschaftung. Diese Landnutzungsart wird nicht von der erweiterten CORINE Nomenklatur abgedeckt. Es wird deshalb empfohlen, die Landnutzung in definierte Nutzungsarten aufzuteilen, im Fall des FSC-Waldes in Flächen mit genutztem Wald und mit naturbelassenem Wald (siehe auch Tab. 84). Der FSC-Wald wird dadurch entsprechend der Anteile der jeweiligen Nutzungsarten bewertet.

16.2 Bilanzierung CO₂-Emissionszertifikate

Internationale und nationale Normen zu Treibhausgas-Bilanzen und CO₂-Fussabdrücken von Produkten und Unternehmen äussern sich eindeutig zur Rolle von Zertifikaten (Carbon Trust & DEFRA 2011, WBCSD & WRI 2011a, b): CO₂-Emissionszertifikate gelten als Minderungsmassnahme und dürfen in Produkt- und Unternehmensbilanzen nicht mit den verursachten Emissionen verrechnet werden.

17 > Nicht berücksichtigte Umweltauswirkungen

17.1 VOC Emissionen ins Grundwasser

Im Rahmen von NAQUA (BAFU 2009b) werden neben anderen Substanzen die VOC Konzentrationen im Grundwasser seit rund 10 Jahren beobachtet. Der Eintrag ins Grundwasser dürfte hauptsächlich durch den nachlässigen Umgang und unsachgemässe Beseitigung von Treibstoffen und Lösungsmitteln sowie infolge von Unfällen oder undichter Lagereinrichtungen stattfinden. Als leichtflüchtige Verbindungen können VOC auch über die Verdunstung in die Atmosphäre und anschliessend mit dem Niederschlag in ober- und unterirdische Gewässer gelangen (BAFU 2009b). Für Grundwasser, welches als Trinkwasser genutzt wird, definiert die Gewässerschutzverordnung (GSchV 2011) numerische Anforderungen für verschiedene VOC Substanzen bzw. Substanzgruppen. In den Jahren 2004, 2005 und 2006 wurde bei 6 bis 8 % der untersuchten Messstellen die numerische Anforderung mindestens einmal pro Jahr überschritten. Bei rund einem Drittel der Messstellen wurden zudem VOC-Spuren unterhalb dieser Grenze nachgewiesen (BAFU 2009b).

Da keine Informationen zu den Emissionsmengen von VOC ins Grundwasser vorliegen, kann kein Ökofaktor berechnet werden. Für einige Substanzen wurden beispielhaft die Gewichtungsfaktoren aus den gemessenen Konzentrationen (Median) und den gesetzlichen Anforderungen gebildet (siehe Tab. 114). Der Gewichtungsfaktor liegt für alle Substanzen deutlich unter 1. Die Belastungssituation ist also (im Durchschnitt) aus Umweltsicht nicht von primärer Bedeutung.

Tab. 114 > Bestimmung der Gewichtungsfaktoren einzelner VOC Substanzen im Grundwasser

Substanz	Gruppe	Konzentration (Median) (µg/l)	Zielwert* (µg/l)	Gewichtungsfaktor (-)
1,1,1-Trichlorethan NT	FHKW	0.11	1	0.012
Benzol	MAKW	0.51	1	0.260
Chloroform NT	FHKW	0.17	1	0.029
Ethylbenzol	MAKW	0.10	1	0.01
m/p-Xylol NS	MAKW	0.25	1	0.063
MTBE	Ether	0.13	2	0.017
Tetrachlorethen NT	FHKW	0.36	1	0.13
Tetrachlormethan NT	FHKW	0.07	1	0.0049
Toluol	MAKW	0.35	1	0.12
Trichlorethen NT	FHKW	0.25	1	0.063

* Zielwerte für MAKW und FHKW stammen aus der GSchV. Für MTBE gibt es zurzeit in der Schweiz keine gesetzlichen Vorgaben. Die Begleitung Grundwasserschutz gibt einen Indikatorwert für MTBE im Grundwasser von 2 µg/l an. Wird dieser Wert überschritten, sind Abklärungen zur Ursache der Verschmutzung und allfällige Sanierungsmassnahmen angebracht.

17.2 **Versalzung**

Durch den Import von Nahrungsmitteln und anderen Konsumgütern (beispielsweise Lithiumbatterien) in die Schweiz ist die Versalzung von Böden im Ausland über deren Wertschöpfungsketten präsent. Da die Versalzung in der Schweiz kein Umweltproblem darstellt, existieren keine gesetzlichen Grundlagen. Hierzu müsste man sich auf internationale Abkommen stützen können.

Versalzung kann zwei Ursachen haben: einerseits die Deposition von Ionen und andererseits der Entzug von Wasser. Letzteres stellt eine gewisse Überlappung mit dem Indikator «Wassernutzung» dar. Die Deposition von Ionen kommt grundsätzlich als Schadstoff-Emission für eine Bewertung via Versalzung in Frage.

Existierende methodische Ansätze (Feitz & Lundie 2002, Leske & Buckley 2003, Leske & Buckley 2004a, Leske & Buckley 2004b) sind für eine Anwendung zu wenig detailliert und zu wenig breit. Es sind uns auch keine quantitativen nationalen oder internationalen Ziele bekannt.

17.3 **Erosion und Austrocknung**

Erosion und Austrocknung werden im Zusammenhang mit Ökobilanzen als nicht abgebildete, wichtige Umweltauswirkungen genannt. Der Kenntnisstand bezüglich dieser beiden Indikatoren ist zum jetzigen Zeitpunkt jedoch noch ungenügend. Das Erarbeiten von aussagekräftigen Indikatoren wie auch die Anbindung an die Sachbilanz ist mit grossem Aufwand verbunden, wie auch Hauschild et al. (2008) festhalten.

17.4 **Überfischung**

Durch Überfischung sind die Bestände von Arten wie Thunfisch, Goldbutt oder Heilbutt gefährdet. Zwar gibt es Bemühungen insbesondere von Umweltverbänden zum Schutz gefährdeter Arten (siehe beispielsweise MSC-WWF Ratgeber Fische und Meeresfrüchte). Verschiedene internationale Abkommen sind in Kraft, welche eventuell das Ableiten von Ökofaktoren erlauben würden.

17.5 **Plastikabfall in Meeren**

In den Weltmeeren sammelt sich Plastikabfall an, welcher über Flüsse eingetragen wird und von Schiffen stammt. Der Nordpazifikwirbel wird beispielsweise auch als grosser Pazifikmüllfleck bezeichnet. Der Plastikabfall zerfällt durch Sonneneinstrahlung, Gezeiten und Wellen in immer kleinere Stücke. In pulverisierter Form kann der Plastik, in welchem giftige und krebserregende Substanzen enthalten sein können, in die Nahrungskette gelangen. Aber auch grössere Plastikteile können die Meeresfauna beeinträchtigen. Werden die Plastikteile von Tieren gefressen, verbleiben diese im Magen und die Tiere müssen verhungern.

Das Phänomen ist auf eine (aus Schweizer Sicht) illegale Entsorgung von Plastikabfall zurückzuführen. Die Plastikabfälle können nicht eindeutig auf ein bestimmtes Produkt oder eine bestimmte Produktgruppe zugeordnet werden. Zudem sind keine (nationalen oder internationalen) Abkommen bekannt, welche eine Reduktion des Plastikabfalls in Meeren zum Ziel hat.

Aus diesen Gründen ist es derzeit nicht möglich, Ökofaktoren für die (illegale) Entsorgung von Plastikabfall in Gewässern (welche letztlich in Meere münden) zu bestimmen.

17.6 **Lärm von Geräten und stationären Quellen**

Für Lärm von Baumaschinen, Laub- und Heubläsern, Rasenmähern, Baustellen, Windkraftwerken, und Gewerbe- und Industrieanlagen werden derzeit noch keine Ökofaktoren bereitgestellt. Die Auswirkungen dieser Lärmquellen sind lokal begrenzt. Dementsprechend sind auch die Reduktionsmassnahmen (so erforderlich) lokal definiert. Das Bestimmen von schweizerischen Ökofaktoren für Lärm dieser Quellen gestaltet sich deshalb als schwierig.

17.7 **Unterwasserlärm**

Zunehmender Unterwasserlärm von Schiffen und durch die Exploration von Bodenschätzen unter dem Meeresgrund vertreiben Meeressäuger aus ihren Lebensräumen und können sie auch körperlich schädigen. Es gibt mehrere internationale Initiativen dazu (International Ocean Noise Coalition, Europäische Koalition für lärmfreie Ozeane). Mangels internationaler Abkommen oder Gesetze kann derzeit noch kein Ökofaktor abgeleitet werden.

> Anhang

A1 Umrechnungsfaktoren für Emissionen

Tab. 115 > Umrechnungsfaktoren für die Emissionen von Stickstoff- und Phosphorverbindungen und für COD/DOC

	Masse, gerundet (g/mol)	
NO _x als NO ₂	46	1 g NO ₂ entspricht 0.3 g NO _x -N
NH ₃	17	1 g NH ₃ entspricht 0.82 g NH ₃ -N
NH ₄ ⁺	18	1 g NH ₄ ⁺ entspricht 0.78 g NH ₄ ⁺ -N
NO ₃ ⁻	62	1 g NO ₃ ⁻ entspricht 0.23 g NO ₃ ⁻ -N
N ₂ O	44	1 g N ₂ O entspricht 0.64 g N ₂ O-N
PO ₄ ³⁻	95	1 g PO ₄ ³⁻ entspricht 0.33 g PO ₄ ³⁻ -P
P ₂ O ₅	142	1 g P ₂ O ₅ entspricht 0.44 g P ₂ O ₅ -P
COD	-	1 g COD entspricht 0.3 g DOC (grobe Annahme)

A2 Ökofaktoren für Treibhausgase und Ozonschicht abbauende Substanzen

Bei Substanzen, die über einen GWP und einen ODP verfügen, wird derjenige Faktor verwendet, welcher den höheren Ökofaktor ergibt. Ob der GWP oder der ODP zur Berechnung verwendet wurde, ist an der grauen Hinterlegung des Wertes in der Tabelle erkennbar. Die GWP-Werte sind gemäss IPCC (2007), die ODP-Werte gemäss UNEP (2007).

Tab. 116 > Ökofaktoren für Treibhausgase und Ozonschicht abbauende Substanzen

	Formel	CAS-Nr.	GWP (CO ₂ -eq.)	ODP (R11-eq.)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Basis 2006
Kohlendioxid	CO ₂	124-38-9	1	-	0.46	0.31	GWP
Kohlenmonoxid	CO	630-08-0	1.57	-	0.72	0.49	GWP
Methan	CH ₄	74-82-8	25	-	12	7.1	GWP
Lachgas	N ₂ O	10 024-97-2	298	-	140	92	GWP

Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW)

FCKW-11	CCl ₃ F	75-69-4	4 750	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-12	CCl ₂ F ₂	75-71-8	10 900	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-13	CClF ₃	75-72-9	14 400	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-111	C ₂ Cl ₅ F	354-56-3	-	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-112	C ₂ Cl ₄ F ₂	76-12-0	-	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-113	CCl ₂ FCClF ₂	76-13-1	6 130	0.8	6 800	11 000	ODP
FCKW-114	CClF ₂ CClF ₂	76-14-2	10 000	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-115	CF ₃ CClF ₂	76-15-3	7 370	0.6	5 100	11 000	ODP
FCKW-211	C ₃ Cl ₇ F	422-78-6	-	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-212	C ₃ Cl ₆ F ₂	3182-26-1	-	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-213	C ₃ Cl ₅ F ₃	2354-06-5	-	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-214	C ₃ Cl ₄ F ₄	29 255-31-0	-	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-215	C ₃ Cl ₃ F ₅	4259-43-2	-	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-216	C ₃ Cl ₂ F ₆	661-97-2	-	1	8 500	11 000	ODP
FCKW-217	C ₃ ClF ₇	422-86-6	-	1	8 500	11 000	ODP

Fluorkohlenwasserstoffe (HFKW)

HFKW-23	CHF ₃	75-46-7	14 800	-	6 800	3 700	GWP
HFKW-32	CH ₂ F ₂	75-10-5	675	-	310	170	GWP
HFKW-41	CH ₃ F	593-53-3	92	-	42	30	GWP
HFKW-125	CHF ₂ CF ₃	354-33-6	3 500	-	1 600	1 100	GWP
HFKW-134	CHF ₂ CHF ₂	359-35-3	1 100	-	510	340	GWP
HFKW-134a	CH ₂ FCF ₃	811-97-2	1 430	-	660	400	GWP
HFKW-143	CHF ₂ CH ₂ F	430-66-0	353	-	160	100	GWP
HFKW-143a	CF ₃ CH ₃	420-46-2	4 470	-	2 100	1 300	GWP
HFKW-152	CH ₂ FCH ₂ F	624-72-6	53	-	24	13	GWP
HFKW-152a	CH ₃ CHF ₂	75-37-6	124	-	57	37	GWP
HFKW-161	CH ₃ CH ₂ F	353-36-6	12	-	5.5	3.7	GWP

	Formel	CAS-Nr.	GWP (CO ₂ -eq.)	ODP (R11-eq.)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Basis 2006
HFKW-227ea	CF ₃ CHF ₂ CF ₃	431-89-0	3 220	-	1 500	1 100	GWP
HFKW-236cb	CH ₂ FCF ₂ CF ₃	677-56-5	1 340	-	620	400	GWP
HFKW-236ea	CHF ₂ CHF ₂ CF ₃	431-63-0	1 370	-	630	370	GWP
HFKW-236fa	CF ₃ CH ₂ CF ₃	690-39-1	9 810	-	4 500	2 900	GWP
HFKW-245ca	CH ₂ FCF ₂ CHF ₂	679-86-7	693	-	320	200	GWP
HFKW-245fa	CHF ₂ CH ₂ CF ₃	460-73-1	1 030	-	470	290	GWP
HFKW-365mfc	CF ₃ CH ₂ CF ₂ CH ₃	406-58-6	794	-	370	280	GWP
HFKW-43-10mee	CF ₃ CHF ₂ CHF ₂ CF ₃	138 495-42-8	1 640	-	750	470	GWP

Teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe (HFCKW)

HFKW-21	CHCl ₂ F	75-43-4	151	0.04	340	440	ODP
HFKW-22	CHClF ₂	75-45-6	1 810	0.055	830	610	ODP
HFKW-31	CH ₂ FCI	593-70-4	-	0.02	170	220	ODP
HFKW-121	CHCl ₂ CCl ₂ F	354-14-3	-	0.04	340	440	ODP
HFKW-122	CHCl ₂ CClF ₂	354-21-2	-	0.08	680	880	ODP
HFKW-123	CHCl ₂ CF ₃	306-83-2	77	0.02	170	220	ODP
HFKW-124	CHFClCF ₃	2837-89-0	609	0.022	280	240	ODP
HFKW-131	CH ₂ ClCCl ₂ F	359-28-4	-	0.05	430	550	ODP
HFKW-133a	CH ₂ ClCF ₃	75-88-7	-	0.06	510	660	ODP
HFKW-141	CH ₂ ClCHClF	430-57-9	-	0.07	600	770	ODP
HFKW-141b	CH ₃ CFCl ₂	1717-00-6	725	0.11	940	1 200	ODP
HFKW-142b	CH ₃ CF ₂ Cl	75-68-3	2 310	0.065	1 100	740	GWP,
HFKW-225ca	CF ₃ CF ₂ CHCl ₂	422-56-0	122	0.025	210	280	ODP
HFKW-225cb	CClF ₂ CF ₂ CHClF	507-55-1	595	0.033	280	360	ODP
HFKW-253	C ₃ H ₄ F ₃ Cl	460-35-5	-	0.03	260	330	ODP
HFKW-261	CH ₃ CClFCH ₂ Cl	420-97-3	-	0.02	170	220	ODP
HFKW-271	C ₃ H ₆ FCI	430-55-7	-	0.03	260	330	ODP

Perfluorkohlenwasserstoffe (PFKW)

Methan, Perfluor- (FKW-14)	CF ₄	75-73-0	7 390	-	3 400	1 800	GWP
Ethan, Perfluor- (FKW-116)	C ₂ F ₆	76-16-4	12 200	-	5 600	3 700	GWP
Propan, Octafluor- (FKW-218)	C ₃ F ₈	76-19-7	8 830	-	4 100	2 700	GWP
Propan, Hexafluorocyclo-	c-C ₃ F ₆	931-91-9	17 340	-	8 000	5 200	GWP
Butan, Decafluor-	C ₄ F ₁₀	355-25-9	8 860	-	4 100	2 700	GWP
Butan, Octafluorocyclo-	c-C ₄ F ₈	115-25-3	10 300	-	4 700	3 100	GWP
Pentan, Dodecafluor-	C ₅ F ₁₂	678-26-2	9 160	-	4 200	2 800	GWP
Hexan, Tetradecafluor-	C ₆ F ₁₄	355-42-0	9 300	-	4 300	2 800	GWP
PFC-9-1-18	C10F18		7 500	-	3 500	-	-
PFPMIE	CF ₃ OCF(CF ₃)CF ₂ OCF ₂ OCF ₃		10 300	-	4 700	-	-

	Formel	CAS-Nr.	GWP (CO ₂ -eq.)	ODP (R11-eq.)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Basis 2006
Bromierte Kohlenwasserstoffe							
Methan, brom-	CH ₃ Br	74-83-9	5	0.6	5 100	6 600	ODP
Methan, dibrom-	CH ₂ Br ₂	74-95-3	2	-	0.71	0.31	GWP
Methan, bromchlor-	CH ₂ BrCl	74-97-5	-	0.12	1 000	1 300	ODP
Methan, bromfluor-	CH ₂ FBr	373-52-4	-	0.73	6 200	8 000	ODP
Methan, bromdifluor-	CHBrF ₂	1511-62-2	404	0.74	6 300	8 100	ODP
Methan, dibromfluor-	CHFBBr ₂	1868-53-7	-	1	8 500	11 000	ODP
Halon 1211 (Methan, bromochlordifluor-)	CBrClF ₂	353-59-3	1 890	3	26 000	33 000	ODP
Halon 1301 (Methan, bromtrifluor-)	CBrF ₃	75-63-8	7 140	10	85 000	110 000	ODP
Halon 2402 (Ethan, 1,2-dibrom-1,1,2,2-tetrafluor-)	C ₂ Br ₂ F ₄	124-73-2	1 640	6	51 000	66 000	ODP
Chlorierte Kohlenwasserstoffe							
Methan, tetrachlor-, (CKW-10)	CCl ₄	56-23-5	1 400	1.1	9 400	12 000	ODP
Chloroform, (CKW-20)	CHCl ₃	67-66-3	31	-	- *	- *	
Methan, monochlor-, (CKW-40)	CH ₃ Cl	74-87-3	13	-	- *	- *	
Methan, dichlor-, (CKW-30)	CH ₂ Cl ₂	75-09-2	9	-	- *	- *	
Ethan, 1,1,1-trichlor-, (CKW-140)	CH ₃ CCl ₃	71-55-6	146	0.1	850	1 100	ODP
weitere halogenierte Kohlenwasserstoffverbindungen							
Methan, trifluorid-	CF ₃ I	2314-97-8	0	-	0.18	0.31	GWP
Ethanol, 2,2,2-trifluor-	CF ₃ CH ₂ OH	75-89-8	57	-	26	18	GWP
1-propanol, 2,2,3,3,3-Pentafluor-	CF ₃ CF ₂ CH ₂ OH	422-05-9	42	-	19	12	GWP
2-propanol, 1,1,1,3,3,3-Hexafluor-	(CF ₃) ₂ CHOH	920-66-1	195	-	90	59	GWP
Stickstofftrifluorid	NF ₃	7783-54-2	17 200	-	7 900	3 300	GWP
Schwefel, pentafluor(trifluormethyl)-	SF ₅ CF ₃	373-80-8	17 700	-	8 100	5 400	GWP
Schwefelhexafluorid	SF ₆	2551-62-4	22 800	-	10 000	6 900	GWP
Ether und halogenierte Etherverbindungen							
Ether, dimethyl-	CH ₃ OCH ₃	115-10-6	1	-	- *	- *	
Ether, methyl perfluoroisopropyl-	(CF ₃) ₂ CFOCH ₃	22 052-84-2	343	-	160	100	GWP
HCFE-235da2	CF ₃ CHClOCHF ₂	26 675-46-7	350	-	160	110	GWP
HFE-125	CF ₃ OCHF ₂	3822-68-2	14 900	-	6 900	4 600	GWP
HFE-134	CHF ₂ OCHF ₂	1691-17-4	6 320	-	2 900	1 900	GWP
HFE-227ea	CF ₃ CHFOCF ₃	2356-61-8	1 540	-	710	470	GWP

* wird mit dem Ökofaktor für das Ozonbildungspotenzial (POCP) bewertet, da jener Wert höher liegt

A3 PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)

Die folgende Tabelle enthält eine Zusammenstellung der häufigsten PAKs (engl. PAH, Polycyclic aromatic hydrocarbon compounds). Die Liste ist nicht abschliessend. Der zu verwendende Ökofaktor findet sich in Kapitel 10.11.

Tab. 117 > PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)

PAK-Nr.	Name	CAS-Nr.	Molekulargewicht	Synonyme
8	Acenaphthen	83-32-9	154	Acenaphthene; 1,2-Dihydroacenaphthylene; 1,8-Ethylenenaphthalene
7	Acenaphthilen	208-96-8	152	Acenaphthylene; Acenaphthalene
15	Anthracen	120-12-7	178	Anthracene; Anthracin
38	Benzo(a)anthracen	56-55-3	228	Benzo(a)anthracene; 1,2-Benzanthracene; 1,2-Benzanthrene; Benzo[b]phenanthrene; 2,3-Benzophenanthrene; Tetraphene; Naphthanthracene
74	Benzo(a)pyren	50-32-8	252	Benzo(a)pyrene; Benzo[def]chrysene; 3,4-Benzopyrene; 6,7-Benzopyrene; 1,2-Benzpyrene; 4,5-Benzpyrene
69	Benzo(b)fluoranthen	205-99-2	252	Benzo(b)fluoranthene; 3,4-Benz[e]acephenanthrylene; Benzo[b]fluoranthene; Benzo[e]fluoranthene; 2,3-Benzofluoranthene; 3,4-Benzofluoranthene;
120	Benzo(ghi)perylen	191-24-2	276	Benzo(ghi)perylene; 1,12-Benzoperylene
71	Benzo(k)fluoranthen	207-08-9	252	Benzo(k)fluoranthene; 11,12-Benzofluoranthene; 8,9-Benzofluoranthene; 2,3:1',8'-Binaphthylene; Dibenzo[b,jk]fluorene
39	Chrysen	218-01-9	228	Chrysene; Benzo[a]phenanthrene; 1,2-Benzophenanthrene
130	Dibenz(a,h)anthracen	53-70-3	278	Dibenz(a,h)anthracene; 1,2:5,6-Benz[a]anthracene; 1,2:5,6-Benzanthracene; 1,2,5,6-Dibenzoanthracene
18	Fluoranthen	206-44-0	202	Fluoranthene; Benzo[jk]fluorene; Idryl; 1,2-(1,8-Naphthalenediyl)benzene; Benz[a]acenaphthylene; 1,2-Benzoacenaphthylene
11	Fluoren	86-73-7	166	Fluorene; o-Biphenylenemethane; Diphenylenemethane; 9H-Fluorene; 2,2'-Methylenebiphenyl; 2,3-Benzidene; o-Biphenylmethane
113	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	276	Indeno(1,2,3-cd)pyrene; 1,10-(1,2-Phenylene)pyrene; 1,10-(o-Phenylene)pyrene; o-Phenylenepyrene; 2,3-(o-Phenylene)pyrene; 2,3-Phenylenepyrene
4	Naphthalen	91-20-3	128	Naphthalene; Naphthalin
14	Phenanthren	85-01-8	178	Phenanthrene; Phenanthrin
21	Pyren	129-00-0	202	Pyrene; Benzo[def]phenanthrene; Pyren

A4 Ökofaktoren für persistente organische Schadstoffe (POP)

Auflistung aller berücksichtigten POP Substanzen als Emissionen in Oberflächengewässern. Die Substanzen, Charakterisierungs- und Ökofaktoren wurden von Ruiz et al. (2012) ermittelt. Massgebend ist die CAS Nummer.

Tab. 118 Persistente organische Schadstoffe (POP), emittiert in Oberflächengewässern

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-äq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
1,1,2,2-Tetrachloroethane	79-34-5	14	0.06	3200
1,1'-Bianthracene -9,9',10,10'-tetrone, 4,4'-diamino-	4051-63-2	3 890	15.85	900 000
1,2,4-Benzenetricarboxylic acid, tris(2-ethylhexyl) ester	3319-31-1	19	0.08	4400
1,2-Benzenedicarboxylic acid, 3,4,5,6-tetrabromo-, 2-(2-hydroxyethoxy)ethyl 2-hydroxypropyl ester	20566-35-2	87	0.35	20 000
1,2-Benzenedicarboxylic acid, di-c6-10-alkyl esters	68 515-51-5	617	2.51	140 000
1,2-Benzenedicarboxylic acid, dioctadecyl ester	14 117-96-5	3	0.01	730
1,3,5-Triazine, 2,4-dimethoxy-6-(1-pyrenyl)-	3271-22-5	2570	10.47	590 000
1,3,5-Triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tris[[3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxyphenyl]methyl]-	27 676-62-6	3	0.01	730
1,3,5-Triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tris[[4-(1,1-dimethylethyl)-3-hydroxy-2,6-dimethylphenyl]methyl]-	40 601-76-1	3	0.01	730
1,3-Eicosanedione, 1-phenyl-	58 446-52-9	170	0.69	39 000
1,3-Isobenzofurandione, 4,5,6,7-tetrachloro-	117-08-8	537	2.19	120 000
1,3-Propanediol, 2,2 -[oxybis(methylene)]bis[2-(hydroxymethyl)-	126-58-9	3	0.01	730
1,3-Propanediol, 2-ethyl-2-(hydroxymethyl)-	77-99-6	3	0.01	730
1,3-Propanedione, 1,3-diphenyl-	120-46-7	5	0.02	1 300
1,4:7,10-Dimethanodibenzo a,e cyclooctene, 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12a-	13 560-89-9	107	0.44	25 000
10:2 FTOH (10:2 fluorotelomer alcohol)	865-86-1	2 234	9.10	510 000
12H-Phthaloperin-12-one	6925-69-5	24	0.10	5 500
13-Docosenamide, (Z)-	112-84-5	661	2.69	150 000
14H-Benz 4,5 isoquino 2,1-a perimidin-14-one	6829-22-7	145	0.59	33 000
1H-Indene-1,3(2H)-dione, 2-(3-hydroxy-2-quinoliny)-	7576-65-0	240	0.98	55 000
1H-Isoindol-1-one, 3,3'-(1,4-phenylenediimino)bis 4,5,6,7-tetrachloro-	5590-18-1	3 802	15.49	880 000
1H-Isoindol-3-amine, 1-imino-	3468-11-9	3	0.01	730
1H-Isoindole-1,3(2H)-dione, 2- (trichloromethyl)thio -	133-07-3	35	0.14	8 200
1H-Isoindole-1,3(2H)-dione, 2,2 -(1,2-ethanediy)bis[4,5,6,7-tetrabromo-	32 588-76-4	562	2.29	130 000
1H-Isoindole-1,3(2H)-dione, 3a,4,7,7a-tetrahydro-2-[(trichloromethyl)thio]-	133-06-2	32	0.13	7 500
1H-Isoindole-1,3(2H)-dione, 4,5,6,7-tetrachloro-2-[2-(4,5,6,7-tetrachloro-2,3-dihydro-1,3-dioxo-1H-inden-2-yl)-8-quinol	30 125-47-4	95	0.39	22 000
1-Propanol, 2-chloro-, phosphate (3:1)	6145-73-9	6	0.02	1 300
2,4,6(1H,3H,5H)-Pyrimidinetrione, 5,5'-(1H-isoindole-1,3(2H)-diylidene)bis-	36 888-99-0	3	0.01	730
2,4,6(1H,3H,5H)-Pyrimidinetrione, 5-[(2,3-dihydro-6-methyl-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)azo]-	72 102-84-2	10	0.04	2 300
1,1,2,2-Tetrachloroethane	79-34-5	14	0.06	3200
1,1'-Bianthracene -9,9',10,10'-tetrone, 4,4'-diamino-	4051-63-2	3 890	15.85	900 000

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
1,2,4-Benzenetricarboxylic acid, tris(2-ethylhexyl) ester	3319-31-1	19	0.08	4 400
1,2-Benzenedicarboxylic acid, 3,4,5,6-tetrabromo-, 2-(2-hydroxyethoxy)ethyl 2-hydroxypropyl ester	20566-35-2	87	0.35	20 000
1,2-Benzenedicarboxylic acid, di-c6-10-alkyl esters	68515-51-5	617	2.51	140 000
1,2-Benzenedicarboxylic acid, dioctadecyl ester	14117-96-5	3	0.01	730
1,3,5-Triazine, 2,4-dimethoxy-6-(1-pyrenyl)-	3271-22-5	2570	10.47	590 000
1,3,5-Triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tris[[3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxyphenyl]methyl]-	27676-62-6	3	0.01	730
1,3,5-Triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tris[[4-(1,1-dimethylethyl)-3-hydroxy-2,6-dimethylphenyl]methyl]-	40601-76-1	3	0.01	730
1,3-Eicosanedione, 1-phenyl-	58446-52-9	170	0.69	39 000
1,3-Isobenzofurandione, 4,5,6,7-tetrachloro-	117-08-8	537	2.19	120 000
1,3-Propanediol, 2,2 -[oxybis(methylene)]bis[2-(hydroxymethyl)-	126-58-9	3	0.01	730
1,3-Propanediol, 2-ethyl-2-(hydroxymethyl)-	77-99-6	3	0.01	730
1,3-Propanedione, 1,3-diphenyl-	120-46-7	5	0.02	1 300
1,4:7,10-Dimethanodibenzo a,e cyclooctene, 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12a-	13560-89-9	107	0.44	25 000
10:2 FTOH (10:2 fluorotelomer alcohol)	865-86-1	2 234	9.10	510 000
12H-Phthaloperin-12-one	6925-69-5	24	0.10	5 500
13-Docosenamide, (Z)-	112-84-5	661	2.69	150 000
14H-Benz 4,5 isoquino 2,1-a perimidin-14-one	6829-22-7	145	0.59	33 000
1H-Indene-1,3(2H)-dione, 2-(3-hydroxy-2-quinolinyl)-	7576-65-0	240	0.98	55 000
1H-Isoindol-1-one, 3,3'-(1,4-phenylenediimino)bis 4,5,6,7-tetrachloro-	5590-18-1	3 802	15.49	880 000
1H-Isoindol-3-amine, 1-imino-	3468-11-9	3	0.01	730
1H-Isoindole-1,3(2H)-dione, 2- (trichloromethyl)thio –	133-07-3	35	0.14	8 200
1H-Isoindole-1,3(2H)-dione, 2,2 -(1,2-ethanediyl)bis[4,5,6,7-tetrabromo-	32588-76-4	562	2.29	130 000
1H-Isoindole-1,3(2H)-dione, 3a,4,7,7a-tetrahydro-2-[(trichloromethyl)thio]-	133-06-2	32	0.13	7 500
1H-Isoindole-1,3(2H)-dione, 4,5,6,7-tetrachloro-2-[2-(4,5,6,7-tetrachloro-2,3-dihydro-1,3-dioxo-1H-inden-2-yl)-8-quinol	30125-47-4	95	0.39	22 000
1-Propanol, 2-chloro-, phosphate (3:1)	6145-73-9	6	0.02	1 300
2,4,6(1H,3H,5H)-Pyrimidinetrione, 5,5'-(1H-isoindole-1,3(2H)-diylidene)bis-	36888-99-0	3	0.01	730
2,4,6(1H,3H,5H)-Pyrimidinetrione, 5-[(2,3-dihydro-6-methyl-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)azo]-	72102-84-2	10	0.04	2 300
2,4,6-Tribromophenol	118-79-6	245	1.00	57 000
2,4,8,10-Tetraoxa-3,9-diphosphaspiro 5.5 undecane, 3,9-bis 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)phenoxy –	26741-53-7	162	0.66	37 000
2,4'-Dichlorobiphenyl	34883-43-7	6 902	28.12	1 600 000
2,5-Pyrrolidinedione, 3-dodecyl-1-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny)-	79720-19-7	562	2.29	130 000
2H-1-Benzopyran-6-ol, 3,4-dihydro-2,5,7,8-tetramethyl-2-(4,8,12-trimethyltridecyl)-	10191-41-0	39	0.16	9 000
2H-Pyran-2,4(3H)-dione, 3-acetyl-6-methyl-	520-45-6	3	0.01	730
2-Naphthalenecarboxamide, 4- (2,5-dichlorophenyl)azo -N-(2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)-3-hydroxy-	6992-11-6	10	0.04	2 300
2-Naphthalenecarboxamide, 4-[[5-[[[4-(aminocarbonyl)phenyl]amino]carbonyl]-2-methoxyphenyl]azo]-N-(5-chloro-2,4-dimetho	59487-23-9	10	0.04	2 300
2-Naphthalenecarboxamide, N-(2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)-3-hydroxy-4- 2-methoxy-5- (phenylamino)carbonyl	12225-06-8	10	0.04	2 300
2-Naphthalenecarboxamide, N,N'-(2-chloro-1,4-phenylene)bis[4-[(2,5-	5280-78-4	10	0.04	2 300

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
dichlorophenyl)azo]-3-hydroxy-				
2-Naphthalenecarboxamide, N,N'-(2-chloro-1,4-phenylene)bis[4-[(4-chloro-2-nitrophenyl)azo]-3-hydroxy-	35869-64-8	10	0.04	2 300
2-Naphthalenecarboxamide, N,N'-1,4-phenylenebis[4-[(2,5-dichlorophenyl)azo]-3-hydroxy-	3905-19-9	10	0.04	2 300
2-n-Octyl-4-isothiazolin-3-one	26530-20-1	19	0.08	4 400
2-Thiophenecarboxylic acid, 4-cyano-5-[[5-cyano-2,6-bis[(3-methoxypropyl)amino]-4-methyl-3-pyridinyl]azo]-3-methyl-, me	72968-71-9	10	0.04	2 300
3,3'-((2,5-Dimethyl-p-phenylene)bis(imino(1-acetyl-2-oxoethylene)azo))bis(4-chloro-N-(5-chloro-o-tolyl)benzamide)	5280-80-8	10	0.04	2 300
3H-Dibenz f,ij isoquinoline-2,7-dione, 3-methyl-6- (4-methylphenyl)amino –	81-39-0	112	0.46	26 000
3H-Pyrazol-3-one, 4- (1,5-dihydro-3-methyl-5-oxo-1-phenyl-4H-pyrazol-4-ylidene)methyl -2,4-dihydro-5-methyl-2-phenyl-	4702-90-3	389	1.58	90 000
3H-Pyrazol-3-one, 4,4'-[(3,3'-dichloro[1,1'-biphenyl]-4,4'-diyl)bis(azo)]bis[2,4-dihydro-5-methyl-2-(4-methylphenyl)-	15793-73-4	10	0.04	2 300
4,5-Dichloro-2-octyl-3(2H)-isothiazolone	64359-81-5	110	0.45	25 000
4,7-Methano-1H-isoindole-1,3(2H)-dione, 2,2 -(1,2-ethanediyl)bis[5,6-dibromohexahydro-	52907-07-0	9	0.04	2 100
4,7-Methanoisobenzofuran-1,3-dione, 4,5,6,7,8,8-hexachloro-3a,4,7,7a-tetrahydro-	115-27-5	355	1.45	82 000
5,9,14,18-Anthrazinetetrone, 6,15-dihydro-	81-77-6	1 514	6.17	350 000
7-Oxa-3,20-diazadispiro[5.1.11.2]heneicosan-21-one, 2,2,4,4-tetramethyl-	64338-16-5	7 586	30.90	1 700 000
8:2 FTOH (8:2 fluorotelomer alcohol)	678-39-7	12 190	49.65	2 800 000
9,10-Anthracenedione, 1-(methylamino)-	82-38-2	62	0.25	14 000
9,10-Anthracenedione, 1,1'- (6-phenyl-1,3,5-triazine-2,4-diyl)diimino bis-	4118-16-5	26	0.11	6 100
9,10-Anthracenedione, 1,4-bis (4-methylphenyl)amino –	128-80-3	513	2.09	120 000
9,10-Anthracenedione, 1-hydroxy-4- (4-methylphenyl)amino –	81-48-1	1 585	6.46	360 000
9-Octadecenamide, (Z)-	301-02-0	372	1.51	86 000
Acetamide, 2-cyano-2-[2,3-dihydro-3-(tetrahydro-2,4,6-trioxo-5(2H)-pyrimidinylidene)-1H-isoindol-1-ylidene]-N-methyl-	76199-85-4	3	0.01	730
Adipate, bis(2-ethylhexyl)-	103-23-1	955	3.89	220 000
Antra 2,1,9-def:6,5,10-d'e'f' diisoquinoline-1,3,8,10(2H,9H)-tetrone, 2,9-dimethyl-	5521-31-3	263	1.07	61 000
Anthracene	120-12-7	2 765	11.26	640 000
Antioxidant MD-1024	32687-78-8	3 236	13.18	750 000
Azamethine Yellow 2GLT	5045-40-9	2 042	8.32	470 000
Benzamide, 3,3'-[[2-chloro-5-methyl-1,4-phenylene]bis(imino(1-acetyl-2-oxo-2,1-ethanediyl)azo)]bis[4-chloro-N-[2-(4-chl	79953-85-8	10	0.04	2 300
Benzamide, N-[4-(aminocarbonyl)phenyl]-4-[[1-[[[(2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)amino]carbonyl]-2-oxopropyl]azo]	74441-05-7	10	0.04	2 300
Benzenamine, 4-(1-methyl-1-phenylethyl)-N- 4-(1-methyl-1-phenylethyl)phenyl –	10081-67-1	2 399	9.77	550 000
Benzenamine, N-phenyl-, reaction products with 2,4,4-trimethylpentene	68411-46-1	12 589	51.28	2 900 000
Benzene (as BTEX)	71-43-2	9	0.04	2 000
Benzene, 1,1 -[1,2-ethanediylbis(oxy)]bis[2,4,6-tribromo-	37853-59-1	1 175	4.79	270 000
Benzene, 1,1 -oxybis-, octabromo deriv.	32536-52-0	1 950	7.94	450 000
Benzene, 1,1'-(1-methylethylidene)bis 3,5-dibromo-4-(2,3-dibromopropoxy)-	21850-44-2	81	0.33	19 000
Benzene, 1,2,4,5-tetrabromo-3,6-bis(pentabromophenoxy)-	58965-66-5	3	0.01	730
Benzene, ethyl-	100-41-4	53	0.22	12 000
Benzene, pentabromomethyl-	87-83-2	19 055	77.62	4 400 000

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Benzenepropanamide, N,N -1,6-hexanediylbis[3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-	23128-74-7	107	0.44	25 000
Benzenepropanoic acid, 3-(1,1-dimethylethyl)--[3-(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxyphenyl]-4-hydroxy- -methyl-, 1,2-ethaned	32509-66-3	4	0.02	1 000
Benzenepropanoic acid, 3-(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-5-methyl-, 1,2-ethanediylbis(oxy-2,1-ethanediyl) ester	36443-68-2	513	2.09	120 000
Benzenepropanoic acid, 3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-, 1,6-hexanediyl ester	35074-77-2	10	0.04	2 200
Benzenepropanoic acid, 3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-, thiodi-2,1-ethanediyl ester	41484-35-9	46	0.19	11 000
Benzo(a)pyrene	50-32-8	8 241	33.57	1 900 000
Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	5 189	21.14	1 200 000
Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	10 116	41.20	2 300 000
Benzoic acid, 2-[[[3-[[[2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl]amino]carbonyl]-2-hydroxy-1-naphthalenyl]azo]-, butyl est	31778-10-6	10	0.04	2 300
Benzoxazole, 2- 4- 2- 4-(2-benzoxazolyl)phenyl ethenyl phenyl -5-methyl-	5242-49-9	4 074	16.59	940 000
Benzoxazole, 2,2 -(1,4-naphthalenediyl)bis-	5089-22-5	5 248	21.38	1 200 000
Benzoxazole, 2,2 -(2,5-thiophenediyl)bis[5-(1,1-dimethylethyl)-	7128-64-5	2 138	8.71	490 000
Benzoxazole, 2,2'-(1,2-ethenediyl)di-4,1-phenylene)bis-	1533-45-5	7 586	30.90	1 700 000
Bisbenzimidazo 2,1-b:2',1'-i benzo lmn 3,8 phenanthroline-8,17-dione	4424-06-0	490	2.00	110 000
Bisphenol A	80-05-7	72	0.30	17 000
Butanamide, 2,2'-(3,3'-dichloro 1,1'-biphenyl -4,4'-diyl)bis(azo) bis N-(2,4-dimethylphenyl)-3-oxo-	5102-83-0	10	0.04	2 300
Butanamide, 2,2'-(1,2-ethanediylbis(oxy-2,1-phenyleneazo))bis[N-(2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)-3-oxo-	77804-81-0	10	0.04	2 300
BZ NO 153	35065-27-1/38380-05-1	77 446	315.46	18 000 000
C,i, solvent yellow 14	842-07-9	10	0.04	2 300
Cresyl diphenyl phosphate	26444-49-5	66	0.27	15 000
Cyclododecane, hexabromo-	25637-99-4	5 754	23.44	1 300 000
Cyclohexane, 1,2,3,4,5-pentabromo-6-chloro-	87-84-3	603	2.45	140 000
Decabromodiphenyl oxide	1163-19-5	42	0.17	9 600
Decanedioic acid, bis(1,2,2,6,6-pentamethyl-4-piperidiny) ester	41556-26-7	724	2.95	170 000
Decanedioic acid, bis(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny) ester	52829-07-9	380	1.55	88 000
Decanedioic acid, bis(2-ethylhexyl) ester	122-62-3	105	0.43	24 000
D-Glucitol	50-70-4	3	0.01	730
Dichloromethane	75-09-2	2	0.01	420
Diisononyl phthalate	28553-12-0	229	0.93	53 000
Dimethylphenol phosphate (3:1)	25155-23-1	661	2.69	150 000
Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	1746-01-6	13 804	56.23	3 200 000
Diundecyl phthalate	3648-20-2	21	0.09	4 900
Diuron	330-54-1	23	0.09	5 300
EtFOSA (N-ethyl perfluorooctane sulfonamide)	4151-50-2	13 366	54.44	3 100 000
Ethane, 1,2-dichloro-	107-06-2	2	0.01	460
Ethanediamide, N-(2-ethoxyphenyl)-N -(2-ethylphenyl)-	23949-66-8	126	0.51	29 000
Ethanol, 2,2 -[(1-methylethylidene)bis[(2,6-dibromo-4,1-phenylene)oxy]]bis-	4162-45-2	7 762	31.62	1 800 000

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Ethanol, 2-butoxy-, phosphate (3:1)	78-51-3	21	0.09	4 800
Ethene, tetrachloro-	127-18-4	83	0.34	19 000
Ethylene oxide	75-21-8	3	0.01	730
HBCD (Hexabromocyclododecane)	3194-55-6	32 584	132.72	7 500 000
HCFC-141b (1,1-dichlorofluoroethane)	1717-00-6	13	0.05	3 000
HCFC-142b (1-chloro-1,1-difluoroethane)	75-68-3	8	0.03	1 800
Hexanedioic acid, diisononyl ester	33703-08-1	269	1.10	62 000
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	193-39-5	32 137	130.90	7 400 000
MeFOSA (N-methyl perfluorooctane sulfonamide)	31506-32-8	6 339	25.82	1 500 000
Melamine	108-78-1	3	0.01	730
Methanone, 2-hydroxy-4-(octyloxy)phenyl phenyl-	1843-05-6	200	0.81	46 000
Methanone, (2,4-dihydroxyphenyl)phenyl-	131-56-6	11	0.04	2 500
Methanone, (2-hydroxy-4-methoxyphenyl)phenyl-	131-57-7	38	0.15	8 800
Naphthalene	91-20-3	69	0.28	16 000
Nonanedioic acid, bis(2-ethylhexyl) ester	103-24-2	182	0.74	42 000
Octadecanamide	124-26-5	513	2.09	120 000
Octadecanoic acid, 1,2,3-propanetriyl ester	555-43-1	3	0.01	730
Octadecanoic acid, butyl ester	123-95-5	158	0.65	36 000
Octadecanoic acid, diester with 1,2,3-propanetriol	1323-83-7	3	0.01	730
Octadecanoic acid, ester with 2,2-bis(hydroxymethyl)-1,3-propanediol	8045-34-9	3 020	12.30	700 000
Octadecanoic acid, octadecyl ester	2778-96-3	3	0.01	730
Octadecyl 3,5-bis(tert-butyl)-4-hydroxybenzenep*	2082-79-3	6	0.02	1 300
Oxirane, 2,2-[(1-methylethylidene)bis(4,1-phenyleneoxymethylene)]bis-	1675-54-3	158	0.65	36 000
PBDE-100 (2,2',4,4',6-pentabromodiphenyl ether)	189084-64-8	6 324	25.76	1 500 000
PBDE-28 (2,4,4'-tribromodiphenyl ether)	41318-75-6	6 714	27.35	1 500 000
PBDE-47 (2,2',4,4'- tetrabromodiphenyl ether)	5436-43-1	32 584	132.72	7 500 000
PBDE-99 (2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether)	60348-60-9	15 136	61.65	3 500 000
PCB 105 (2,3,3',4,4'-Pentachlorobiphenyl)	32598-14-4	14 0605	572.73	32 000 000
PCB 110 (2,3,3',4',6-Pentachlorobiphenyl)	38380-03-9	51 168	208.42	12 000 000
PCB 118 (2,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl)	31508-00-6	18 4502	751.53	42 000 000
PCB 123 (2,3',4,4',5'-Pentachlorobiphenyl)	65510-44-3	19 6789	801.58	45 000 000
PCB 138 (2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl)	35065-28-2	67 143	273.49	15 000 000
PCB 149 (2,2',3,4',5',6-Hexachlorobiphenyl)	38380-04-0	111 173	452.84	26 000 000
PCB 158 (2,3,3',4,4',6-Hexachlorobiphenyl)	74472-42-7	37 584	153.09	8 700 000
PCB 160 (2,3,3',4',5,6-Hexachlorobiphenyl)	41411-62-5	143 219	583.38	33 000 000
PCB 180 (2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl)	35065-29-3	4 920	20.04	1 100 000
PCB 194 (2,2',3,3',4,4',5,5'-Octachlorobiphenyl)	35694-08-7	1 343	5.47	310 000
PCB 199 (2,2',3,3',4,5,5',6'-Octachlorobiphenyl)	52663-75-9	644	2.62	150 000
PCB 28 + 31 (2,4,4'-Trichlorobiphenyl + 2,4',5-Trichlorobiphenyl)	7012-37-5/16606-02-3	18 793	76.55	4 300 000
PCB 5 (2,3-dichlorobiphenyl)	16605-91-7	6 095	24.83	1 400 000
PCB 52 (2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl)	35693-99-3	40 644	165.56	9 400 000
PCB 70 (2,3',4',5-Tetrachlorobiphenyl)	32598-11-1	52 119	212.30	12 000 000
PCB 90 + 101 (2,2',3,4',5-Pentachlorobiphenyl + 2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl)	68194-07-	167 880	683.83	39 000 000

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
	0/37680-73-2			
Pcb-18	37680-65-2	15 631	63.67	3 600 000
Pentabromodiphenyl ether	32534-81-9	15 136	61.65	3 500 000
Pentaerythritol	115-77-5	3	0.01	730
Pentaerythritol tetrakis(3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)propionate)	6683-19-8	2	0.01	500
PFBA (perfluorobutanoic acid)	375-22-4	3	0.01	730
PFBS (perfluorobutane sulfonate)	375-73-5	3	0.01	730
PFDA (perfluorodecanoic acid)	335-76-2	56	0.23	13 000
PFHpA (perfluoroheptanoic acid)	375-85-9	6	0.02	1 300
PFHxA (perfluorohexanoic acid)	307-24-4	3	0.01	730
PFHxS (perfluorohexane sulfonate)	355-46-4	3	0.01	730
PFNA (perfluorononanoic acid)	375-95-1	10	0.04	2 300
PFOA (Perfluorooctanoic acid)	335-67-1	3	0.01	730
PFOS (Perfluorooctanesulfonic acid)	1763-23-1	3	0.01	730
PFPA (pentafluoropropionic anhydride)	356-42-3	10	0.04	2 200
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)-	3147-75-9	5 888	23.99	1 400 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-(1,1-dimethylethyl)-6-(1-methylpropyl)-	36437-37-3	6 761	27.54	1 600 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylethyl)-	3846-71-7	3 802	15.49	880 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)-	25973-55-1	6 026	24.54	1 400 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-methyl-1-phenylethyl)-	70321-86-7	3 715	15.13	860 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-methyl-	2440-22-4	324	1.32	75 000
Phenol, 2-(5-chloro-2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylethyl)-	3864-99-1	10 233	41.68	2 400 000
Phenol, 2-(5-chloro-2H-benzotriazol-2-yl)-6-(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-	729335	1 288	5.25	300 000
Phenol, 2,2 -methylenebis[6-(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-	119-47-1	3 715	15.13	860 000
Phenol, 2,2'-thiobis 6-(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-	90-66-4	1 950	7.94	450 000
Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-, phosphite (3:1)	31570-04-4	3	0.01	730
Phenol, 2,4-dibromo-	615-58-7	62	0.25	14 000
Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-ethyl-	4130-42-1	1 230	5.01	280 000
Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-	128-37-0	646	2.63	150 000
Phenol, 4- 4,6-bis(octylthio)-1,3,5-triazin-2-yl amino -2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-	991-84-4	3	0.01	730
Phenol, 4,4 -(1-methylethylidene)bis[2,6-dibromo-	79-94-7	10 471	42.65	2 400 000
Phenol, 4,4,4 -(1-methyl-1-propanyl-3-ylidene)tris[2-(1,1-dimethylethyl)-5-methyl-	1843-03-4	13	0.05	3 000
Phenol, 4,4 -butylidenebis[2-(1,1-dimethylethyl)-5-methyl-	85-60-9	759	3.09	170 000
Phenol, 4,4 -thiobis[2-(1,1-dimethylethyl)-5-methyl-	96-69-5	1 950	7.94	450 000
Phenol, 4,4',4»-[(2,4,6-trimethyl-1,3,5-benzenetriyl)tris(methylene)]	1709-70-2	3	0.01	730
Phenol, nonyl-, phosphite (3:1)	26523-78-4	3	0.01	730
Phosphate, tris(2-chloroethyl)-	115-96-8	1	0.00	140
Phosphonic acid, [[3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxyphenyl]methyl]-, diethyl ester	976-56-7	132	0.54	30 000
Phosphonous acid, [1,1 -biphenyl]-4,4 -diylbis-, tetrakis[2,4-bis(1,1-dimethylethyl)phenyl] ester	38613-77-3	3	0.01	730
Phosphoric acid, triethyl ester	78-40-0	3	0.01	730
Phosphoric acid, tris(2-ethylhexyl) ester	78-42-2	30	0.12	7 000
Phosphorous acid, diisodecyl phenyl ester	25550-98-5	245	1.00	57 000

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Phosphorous acid, isodecyl diphenyl ester	26544-23-0	603	2.45	140 000
Phosphorous acid, triphenyl ester	101-02-0	10 965	44.66	2 500 000
Phthalate, butyl-benzyl-	85-68-7	617	2.51	140 000
Phthalate, dibutyl-	84-74-2	437	1.78	100 000
Phthalate, diisodecyl-	26761-40-0	76	0.31	17 000
Phthalate, diisooctyl-	27554-26-3	708	2.88	160 000
Phthalate, dioctyl-	117-81-7	1 698	6.92	390 000
Pigment Red 149	4948-15-6	8 913	36.30	2 100 000
Pigment yellow 83	5567-15-7	10	0.04	2 300
Propanedioic acid, [[3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxyphenyl]methyl]butyl-, bis(1,2,2,6,6-pentamethyl-4-piperidiny)	63843-89-0	263	1.07	61 000
Propanoic acid, 3,3 -thiobis-, didodecyl ester	123-28-4	15	0.06	3 500
Propanoic acid, 3,3'-thiobis-, dioctadecyl ester	693-36-7	3	0.01	730
Quino 2,3-b acridine-7,14-dione, 2,9-dichloro-5,12-dihydro-	3089-17-6	891	3.63	210 000
Quino[2,3-b]acridine-7,14-dione, 5,12-dihydro-	1047-16-1	1	0.00	230
Quino[2,3-b]acridine-7,14-dione, 5,12-dihydro-2,9-dimethyl-	980-26-7	5	0.02	1 200
Quinoline, 1,2-dihydro-2,2,4-trimethyl-	147-47-7	71	0.29	16 000
Sorbitan, monododecanoate	1338-39-2	56	0.23	13 000
Soybean oil, epoxidized	8013-07-8	3	0.01	730
Sulfur hexafluoride	2551-62-4	4	0.02	900
Tetraphenyl m-phenylene bis(phosphate)	57583-54-7	1 259	5.13	290 000
Toluene	108-88-3	25	0.10	5 800
Tributylphosphate	126-73-8	30	0.12	7 000
Trichlorobenzenes	12002-48-1	262	1.07	60 000
Trichloroethene	79-01-6	15	0.06	3 400
Trichloromethane	67-66-3	7	0.03	1 500
Tricresyl phosphate	1330-78-5	162	0.66	37 000
Triphenylphosphate	115-86-6	74	0.30	17 000
Tris(1,3-dichloroisopropyl) phosphate	13674-87-8	18	0.07	4 100
Xylene	1330-20-7	58	0.24	13 000

A5 Pflanzenschutzmittel

Für Pflanzenschutzmittel existieren unterschiedliche Schreibweisen. Hier wird die Schreibweise der Schweizerischen Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV 2010) verwendet. Für Substanzen welche in der PSMV nicht aufgelistet sind, wird die ecoinvent Schreibweise übernommen. Massgebend ist die CAS Nummer.

Tab. 119 Pflanzenschutzmittel

	CAS-Nr	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	
Herbizide					
2,4-D	000094-75-7	941	2.6	390	a)
Acetochlor	034256-82-1	3230	0.76	110	b)
Aclonifen	074070-46-5	2600	0.94	140	a)
Alachlor	015972-60-8	2770	0.88	130	a)
Ametryn	000834-12-8	1790	1.4	210	b)
Amidosulfuron	120923-37-7	37.3	65	9800	a)
Asulam	003337-71-1	2160	1.1	170	a)
Atrazine	001912-24-9	1000	2.4	360	a)
Beflubutamid	113614-08-7	102	24	3600	a)
Benazolin	003813-05-6	305	8	1200	a)
Bensulfuron methyl ester	083055-99-6	117	21	3200	b)
Bentazon	025057-89-0	1160	2.1	320	a)
Bifenox	042576-02-3	1100	2.2	330	a)
Bromoxynil	001689-84-5	370	6.6	990	a)
Carbetamide	016118-49-3	2040	1.2	180	a)
Carfentrazone-ethyl	128639-02-1	39.4	62	9300	a)
Chloridazon	001698-60-8	2060	1.2	180	a)
Chlorimuron-ethyl	090982-32-4	117	21	3200	b)
Chlorotoluron	015545-48-9	2000	1.2	180	a)
Chlorsulfuron	064902-72-3	11.2	220	33000	d)
Chlorthal	002136-79-0	9380	0.26	39	a)
Cinidon-ethyl	142891-20-1	57.5	43	6500	a)
Clethodim	099129-21-2	181	13	2000	a)
Clodinafop-propargyl	105512-06-9	69	35	5300	a)
Clomazone	081777-89-1	91.5	27	4100	a)
Clopyralid	001702-17-6	113	22	3300	a)
Cloquintocet-mexyl	099607-70-2	18	140	21000	a)
Cloransulam-methyl	147150-35-4	448	5.5	830	b)
Cyanamid	000420-04-2	142000	0.017	2.6	a)
Cyanazine	021725-46-2	475	5.1	770	a)
Cycloxydim	101205-02-1	350	7	1100	a)
Dazomet (DMTT)	000533-74-4	343000	0.0071	1.1	a)
Desmedipham	013684-56-5	98.7	25	3800	a)
Dicamba	001918-00-9	243	10	1500	a)

	CAS-Nr	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	
Dichlobenil	001194-65-6	300	8.1	1200	e)
Dichlorprop-P	015165-67-0	630	3.9	590	e)
Diclofop	040843-25-2	492	5	750	c)
Diclofop-methyl	051338-27-3	360	6.8	1000	b)
Diflufenican	083164-33-4	87.1	28	4200	a)
Diflufenzopyr-sodium	109293-98-3	66.7	37	5600	e)
Dimefuron	034205-21-5	955	2.6	390	a)
Dimethachlor	050563-36-5	656	3.7	560	a)
Dimethenamid	087674-68-8	1260	1.9	290	a)
Dimethenamid-P	163515-14-8	950	2.6	390	a)
Dinoseb	000088-85-7	5160	0.47	71	e)
Diquat	000231-36-7	1460	1.7	260	a)
Diquat-dibromid	000085-00-7	1270	1.9	290	e)
Diuron	000330-54-1	2120	1.2	180	a)
Dinitrokresol (DNOC)	000534-52-1	18300	0.13	20	e)
Eisen-II-Sulfat	013463-43-9	77.8	31	4700	a)
Endothall	000145-73-3	2240	1.1	170	f)
EPTC	000759-94-4	3220	0.76	110	d)
Ethalfuralin	055283-68-6	1270	1.9	290	d)
Ethofumesate	026225-79-6	483	5.1	770	a)
Fenoxaprop	095617-09-7	61.6	40	6000	d)
Fenoxaprop ethyl ester	066441-23-4	84.9	29	4400	f)
Fenoxaprop-P-ethyl	071283-80-2	58.8	42	6300	a)
Flamprop-M-isopropyl	063782-90-1	600	4.1	620	e)
Flazasulfuron	104040-78-0	46	53	8000	a)
Florasulam	145701-23-1	4.49	540	81000	a)
Fluazifop-P-butyl	079241-46-6	278	8.8	1300	a)
Flucarbazone sodium salt	181274-17-9	3.15	780	120000	b)
Flufenacet	142459-58-3	325	7.5	1100	a)
Flumetsulam	098967-40-9	38	64	9600	f)
Flumioxazin	103361-09-7	135	18	2700	a)
Fluometuron	002164-17-2	3360	0.73	110	e)
Fluoroglyphofen-ethyl	077501-90-7	30	81	12000	e)
Flupyr-sulfuron-methyl-sodium	144740-54-5	10	240	36000	a)
Flurenolcarbonsäure	000467-69-6	197	12	1800	a)
Flurochloridon	061213-25-0	750	3.3	500	a)
Fluroxypyr	069377-81-7	233	10	1500	a)
Flurtamone	096525-23-4	250	9.8	1500	c)
Fomesafen	072178-02-0	72.9	34	5100	b)
Foramsulfuron	173159-57-4	39.4	62	9300	a)
Glufosinate	051276-47-2	923	2.6	390	a)
Glyphosat	001071-83-6	2440	1	150	a)
Halosulfuron-methyl	100784-20-1	39.2	62	9300	d)
Haloxypop-(R)-Methylester	087237-48-7	97.2	25	3800	a)
Imazamox	114311-32-9	40	61	9200	a)
Imazapyr	081334-34-1	0.23	11000	1700000	f)

	CAS-Nr	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	
Imazethapyr	081335-77-5	89	27	4 100	e)
Iodosulfuron	144550-36-7	4.72	520	78 000	a)
Ioxynil	001689-83-4	284	8.6	1 300	a)
Isoproturon	034123-59-6	1250	2	300	a)
Isoxadifen-ethyl	163520-33-0	31.3	78	12 000	a)
Isoxaflutole	141112-29-0	58.5	42	6 300	a)
Lactofen	077501-63-4	448	5.5	830	b)
Lenacil	002164-08-1	2 160	1.1	170	a)
Linuron	000330-55-2	854	2.9	440	a)
MCPA	000094-74-6	1260	1.9	290	a)
MCPB	000094-81-5	1730	1.4	210	a)
Mecoprop	000093-65-2	770	3.2	480	e)
Mecoprop-P	016484-77-8	830	2.9	440	a)
Mefenpyr-Diethyl	135590-91-9	36.8	66	9 900	a)
Mesosulfuron-methyl	208465-21-8	7.13	340	51 000	a)
Mesotrione	104206-82-8	100	24	3 600	a)
Metamitron	041394-05-2	3 380	0.72	110	a)
Metam	000137-42-8	358 000	0.0068	1	b)
Metazachlor	067129-08-2	1 000	2.4	360	a)
Methabenzthiazuron	018691-97-9	2 730	0.9	140	e)
Metolachlor	051218-45-2	1 670	1.5	230	a)
Metosulam	139528-85-1	22.5	110	17 000	a)
Metribuzin	021087-64-9	531	4.6	690	a)
Metsulfuron-methyl	074223-64-6	5.8	420	63 000	a)
Monolinuron	001746-81-2	1 070	2.3	350	e)
MSMA	002163-80-6	1 030	2.4	360	d)
Napropamide	015299-99-7	1 320	1.9	290	a)
Nicosulfuron	111991-09-4	40	61	9 200	a)
Norflurazon	027314-13-2	1 350	1.8	270	d)
Orbencarb	034622-58-7	3 580	0.68	100	a)
Oryzalin	019044-88-3	3 360	0.73	110	a)
Oxadiargyl	039807-15-3	150	16	2 400	a)
Oxadixyl	077732-09-3	219	11	1 700	e)
Oxydemeton-methyl	000301-12-2	545	4.5	680	e)
Oxyfluorfen	042874-03-3	583	4.2	630	a)
Paraquat	004685-14-7	723	3.4	510	e)
Pelargonsäure	000112-05-0	31 000	0.079	12	a)
Pendimethalin	040487-42-1	1 560	1.6	240	a)
Pethoxamid	106700-29-2	1 110	2.2	330	a)
Phenmedipham	013684-63-4	864	2.8	420	a)
Picloram	001918-02-1	23.5	100	15 000	a)
Pinoxaden	243973-20-8	33.8	72	11 000	a)
Prometryn	007287-19-6	1 720	1.4	210	d)
Pronamide	023950-58-5	210	12	1 800	f)
Propachlor	001918-16-7	4 500	0.54	81	a)
Propanil	000709-98-8	5 400	0.45	68	d)

	CAS-Nr	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	
Propaquizafop	111479-05-1	163	15	2 300	a)
Propoxycarbazone-sodium	181274-15-7	42	58	8 700	a)
Propyzamide	023950-58-5	971	2.5	380	a)
Prosulfocarb	052888-80-9	3 540	0.69	100	a)
Prosulfuron	094125-34-5	13.5	180	27 000	e)
Pyraflufen-ethyl	129630-19-9	26.8	91	14 000	a)
Pyridate	055512-33-9	737	3.3	500	a)
Pyriithiobac Natrium Salz	123343-16-8	44.8	55	8 300	d)
Quinclorac	084087-01-4	626	3.9	590	f)
Quinmerac	090717-03-6	250	9.8	1 500	c)
Quinoclamine	002797-51-5	3 750	0.65	98	a)
Quizalofop-ethylester	076578-14-8	150	16	2 400	f)
Quizalofop-P-ethyl	100646-51-3	73.4	33	5 000	a)
Rimsulfuron	122931-48-0	8.93	270	41 000	a)
Sethoxydim	074051-80-2	293	8.3	1 200	d)
Simazine	000122-34-9	994	2.5	380	e)
S-Metolachlor	087392-12-9	1 390	1.8	270	a)
Starane	081406-37-3	208	12	1 800	f)
Sulcotrione	099105-77-8	525	4.7	710	a)
Sulfentrazone	122836-35-5	8.07	300	45 000	d)
Sulfosate	081591-81-3	3 200	0.76	110	e)
Sulfosulfuron	141776-32-1	14.8	170	26 000	a)
Sulfuricacid	007664-93-9	2 080 000	0.0012	0.18	f)
Tebupirimphos	096182-53-5	409	6	900	f)
Tebutam	035256-85-0	3 300	0.74	110	e)
Tembotrione	335104-84-2	62.5	39	5 900	a)
Tepraloxydim	149979-41-9	75	33	5 000	a)
Terbacil	005902-51-2	1 800	1.4	210	a)
Terbufos	013071-79-9	206	12	1 800	a)
Terbuthylazine	005915-41-3	732	3.3	500	a)
Thifensulfuron-methyl	079277-27-3	17.6	140	21 000	a)
Thiobencarb	028249-77-6	4 360	0.56	84	d)
Tralkoxydim	087820-88-0	269	9.1	1 400	d)
Tri-allate	002303-17-5	2 250	1.1	170	c)
Triasulfuron	082097-50-5	7.5	330	50 000	a)
Tribenuron	106040-48-6	30	81	12 000	a)
Tribenuron-methyl	101200-48-0	10.7	230	35 000	a)
Tribufos	000078-48-8	1 330	1.8	270	f)
Triclopyr	055335-06-3	1 020	2.4	360	c)
Trifluralin	001582-09-8	1 250	2	300	a)
Triflusulfuron-methyl	126535-15-7	12.5	200	30 000	a)
Insektizide					
Abamectin	071751-41-2	21.6	110	17 000	a)
Acephate	030560-19-1	1570	1.6	240	d)
Acetamidrid	135410-20-7	34.2	72	11 000	a)

	CAS-Nr	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	
Aldrin	000309-00-2	2250	1.1	170	f)
alpha-Cypermethrin	067375-30-8	10.4	230	35 000	a)
Amitraz	033089-61-1	101	24	3 600	d)
Apfelwicklergranulose-Virus	-	254	9.6	1 400	a)
Azadirachtin A*	011141-17-6	27.6	89	13 000	a)
Azadirachtin A+B	011141-17-6	48.9	50	7 500	a)
Azinphos-methyl	000086-50-0	382	6.4	960	f)
Bacillus thuringiensis var. israeliensis	-	46 300	0.053	8	a)
Bacillus thuringiensis var. kurstaki	-	171	14	2 100	a)
Bifenthrin	082657-04-3	18.1	130	20 000	a)
Buprofezin	069327-76-0	250	9.8	1 500	a)
Carbaryl	000063-25-2	1400	1.7	260	d)
Carbofuran	001563-66-2	2380	1	150	a),f)
Carbosulfan	055285-14-8	12 500	0.2	30	a)
Chlorfenvinphos	000470-90-6	5 000	0.49	74	a)
Chlorpyrifos	002921-88-2	600	4.1	620	a)
Chlorpyrifos-methyl	005598-13-0	403	6.1	920	a)
Clothianidin	210880-92-5	38.2	64	9 600	a)
Cyfluthrin	068359-37-5	44.5	55	8 300	e)
Cypermethrin	052315-07-8	51.9	47	7 100	a)
Deltamethrin	052918-63-5	12.5	200	30 000	a)
Diafenthiuron	080060-09-9	450	5.4	810	f)
Diazinon	000333-41-5	260	9.4	1 400	a)
Dicofol	000115-32-2	1 050	2.3	350	d)
Dicrotophos	000141-66-2	930	2.6	390	f)
Diflubenzuron	035367-38-5	121	20	3 000	a)
Dimethoate	000060-51-5	361	6.8	1 000	a)
Endosulfan	000115-29-7	794	3.1	470	a)
Esfenvalerate	066230-04-4	15.6	160	24 000	e)
Ethoprop	013194-48-4	6 720	0.36	54	d)
Etofenprox	080844-07-1	86.3	28	4 200	a)
Fenoxycarb	072490-01-8	224	11	1 700	a)
Fenpropathrin	039515-41-8	367	6.7	1 000	d)
Fettsäuren (Kaliumsalze)	-	9 350	0.26	39	a)
Fettsäuren (Natriumoleat)	000143-19-1	7 840	0.31	47	a)
Fipronil	120068-37-3	90	27	4 100	a)
Fonicamid	158062-67-0	69.8	35	5 300	a)
Imidacloprid	138261-41-3	117	21	3 200	a)
Indoxacarb	173584-44-6	39.7	62	9 300	a)
Kaolin	001332-58-7	3 040	0.8	120	a)
Lambda-Cyhalothrin	091465-08-6	10.5	230	35 000	a)
Lufenuron	103055-07-8	62.5	39	5 900	a)
Malathion	000121-75-5	923	2.6	390	a)
Methamidophos	010265-92-6	3 360	0.73	110	c)
Methomyl	016752-77-5	386	6.3	950	a)
Methoxyfenozide	161050-58-4	123	20	3 000	a)

	CAS-Nr	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	
Milbemectin	-	15.1	160	24 000	a)
Mineralöl / Petroleum oils	-	5 310	0.46	69	a)
Monocrotophos	006923-22-4	320	7.6	1100	f)
Naled	000300-76-5	1 130	2.2	330	d)
Natriumfluorsilikat	016893-85-9	1 880	1.3	200	a)
Novaluron	116714-46-6	50.4	48	7 200	a)
Öle, biogen	-	2 790	0.87	130	a)
Oxamyl	023135-22-0	4 750	0.51	77	c)
Parathion	000056-38-2	1 000	2.4	360	e)
Permethrin	052645-53-1	2 000	1.2	180	e)
Phorate	000298-02-2	1 680	1.5	230	d)
Phosalone	002310-17-0	552	4.4	660	a)
Phosmet	000732-11-6	2 610	0.94	140	d)
Pirimicarb	023103-98-2	83.1	29	4 400	a)
Profenofos	041198-08-7	600	4.1	620	f)
Propargite	002312-35-8	2 180	1.1	170	d)
Pymetrozine	123312-89-0	185	13	2 000	a)
Pyrethrine	000121-29-9	77.2	32	4 800	a)
Pyriproxyfen	095737-68-1	75.6	32	4 800	d)
Quassiaextrakt	-	1 140	2.2	330	a)
Rotenon	000083-79-4	81.3	30	4 500	a)
Spinosad	168316-95-8	74.8	33	5 000	a)
Tau-fluvalinate	102851-06-9	51.2	48	7 200	e)
Tebufenozide	112410-23-8	118	21	3 200	a)
Teflubenzuron	083121-18-0	60.1	41	6 200	a)
Tefluthrin	079538-32-2	15.6	160	24 000	c)
Terbufos	013071-79-9	206	12	1 800	a)
Thiacloprid	111988-49-9	67.2	36	5 400	a)
Thiamethoxam	153719-23-4	60.4	40	6 000	a)
Tralomethrin	066841-25-6	0.268	9100	1 400 000	d)
Triazamat	112143-82-5	61.6	40	6 000	a)
Trichlorfon	000052-68-6	333	7.3	1 100	f)
zeta-Cypermethrin	052315-07-8	10.7	230	35 000	a)

Fungizide

Azoxystrobin	131860-33-8	184	13	2 000	a)
Bacillus subtilis	-	7.74	320	48 000	a)
Benalaxyl-M	071626-11-4	100	24	3 600	a)
Benomyl	017804-35-2	800	3.1	470	e)
Benthiavalicarb	413615-35-7	34	72	11 000	a)
Bitertanol	055179-31-2	313	7.8	1 200	f)
Boscalid	188425-85-6	356	6.9	1 000	a)
Bromuconazole	116255-48-2	243	10	1 500	f)
Bupirimate	041483-43-6	239	10	1 500	a)
Captan	000133-06-2	511	4.8	720	a)
Carbendazim	010605-21-7	428	5.7	860	a)

	CAS-Nr	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	
Carboxin	005234-68-4	450	5.4	810	a)
Chlorothalonil (TCPN)	001897-45-6	1250	2	300	a)
Cyazofamid	120116-88-3	87.8	28	4 200	a)
Cyflufenamid	180409-60-3	14.5	170	26 000	a)
Cymoxanil	057966-95-7	131	19	2 900	a)
Cyproconazole	094361-06-5	77.7	31	4 700	a)
Cyprodinil	121552-61-2	626	3.9	590	a)
Diethofencarb	087130-20-9	489	5	750	a)
Difenoconazole	119446-68-3	123	20	3 000	a)
Dimethomorph	110488-70-5	161	15	2 300	a)
Dithianon	003347-22-6	500	4.9	740	a)
Dodine	002439-10-3	793	3.1	470	a)
Epoxiconazole	106325-08-0	107	23	3 500	a)
Etridiazole	002593-15-9	202	12	1 800	b)
Famoxadone	131807-57-3	211	12	1 800	a)
Fenamidone	161326-34-7	514	4.7	710	a)
Fenbuconazole	114369-43-6	6.7	360	54 000	a)
Fenhexamid	126833-17-8	883	2.8	420	a)
Fenpropidin	067306-00-7	328	7.4	1 100	a)
Fenpropimorph	067306-03-0	359	6.8	1 000	a)
Fentin acetate	000900-95-8	17.4	140	21 000	e)
Fentin hydroxide	000076-87-9	23.4	100	15 000	e)
Fluazinam	079622-59-6	457	5.3	800	a)
Fludioxonil	131341-86-1	37.8	65	9 800	a)
Fluoxastrobin	361377-29-9	102	24	3 600	a)
Fluquinconazole	136426-54-5	109	22	3 300	a)
Flusilazole	085509-19-9	197	12	1 800	a)
Flutolanil	066332-96-5	185	13	2 000	d)
Folpet	000133-07-3	2560	0.95	140	a)
Fosetyl	039148-24-8	2400	1	150	a)
Fuberidazole	003878-19-1	9.03	270	41 000	c)
Hexaconazole	079983-71-4	61.2	40	6 000	a)
Imazalil	035554-44-0	50.6	48	7 200	a)
Iprodione	036734-19-7	538	4.5	680	a)
Iprovalicarb	140923-17-7	151	16	2 400	a)
Kaliumbicarbonat	000298-14-6	5820	0.42	63	a)
Kresoxim-methyl	143390-89-0	146	17	2 600	a)
Kupfer	007440-50-8	866	2.8	420	a)
Lecithin	008002-43-5	917	2.7	410	a)
Lindane	000058-89-9	1500	1.6	240	e)
Mancozeb	008018-01-7	2240	1.1	170	a)
Mandipropamid	374726-62-2	1360	1.8	270	a)
Maneb	012427-38-2	1040	2.3	350	a)
Mepanipyrim	110235-47-7	435	5.6	840	a)
Metalaxil	057837-19-1	800	3.1	470	e)
Metalaxyl-M	070630-17-0	45.7	53	8 000	a)

	CAS-Nr	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	
Metconazole	125116-23-6	88.8	28	4 200	a)
Metiram	009006-42-2	1 550	1.6	240	a)
Metrafenone	220899-03-6	147	17	2 600	a)
Myclobutanil	088671-89-0	82.3	30	4 500	a)
Penconazole	066246-88-6	40.8	60	9 000	a)
Picoxystrobin	117428-22-5	250	9.8	1 500	a)
Prochloraz	067747-09-5	366	6.7	1 000	a)
Procymidone	032809-16-8	750	3.3	500	c)
Propamocarb hydrochloride	025606-41-1	769	3.2	480	a)
Propiconazole	060207-90-1	132	19	2 900	a)
Propineb	012071-83-9	2 560	0.95	140	a)
Proquinazid	189278-12-4	52.7	46	6 900	a)
Prothioconazol	178928-70-6	156	16	2 400	a)
Pyraclostrobin	175013-18-0	216	11	1 700	a)
Pyrimethanil	053112-28-0	171	14	2 100	a)
Quinoxifen	124495-18-7	126	19	2 900	a)
Schwefel	007704-34-9	28 200	0.087	13	a)
Silthiofam	175217-20-6	34.8	70	11 000	c)
Spiroxamin	118134-30-8	461	5.3	800	a)
Tebuconazol	080443-41-0	246	9.9	1 500	a)
Thiophanate-methyl	023564-05-8	546	4.5	680	a)
Thiram (TMTD)	000137-26-8	1 560	1.6	240	a)
Triadimenol	055219-65-3	40	61	9 200	a)
Triazoxid	072459-58-6	1.96	1 200	180 000	a)
Tridemorph	081412-43-3	55.8	44	6 600	a)
Trifloxystrobin	141517-21-7	246	9.9	1 500	a)
Triflumizole	068694-11-1	1 850	1.3	200	a)
Vinclozolin	050471-44-8	375	6.5	980	a)
Ziram	000137-30-4	324	7.5	1 100	a),c)
Zoxamid	156052-68-5	154	16	2 400	a)
Molluskizide					
Eisen-III-Phosphat	010045-86-0	269	9.1	1 400	a)
Metaldehyd	009002-91-9	450	5.4	810	a)
Saatbeizmittel					
Fenpiclonil	074738-17-3	48.5	50	7 500	e)
Hymexazol	010004-44-1	23.4	100	15 000	a)
Mepronil	055814-41-0	563	4.3	650	a)
Pencycuron	066063-05-6	375	6.5	980	a)
Methiocarb*	002032-65-7	175	14	2 100	a)
Wachstumsregulatoren					
1-Naphthylacetic acid	000086-87-3	43.4	56	8 400	c)
2-(1-Naphthyl)acetamide	000086-86-2	900	2.7	410	a)
6-Benzyladenin	001214-39-7	27 800	0.088	13	c)

	CAS-Nr	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (g Glyphosat-eq/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	
Chlormequat	007003-89-6	949	2.6	390	a)
Chlormequat (Chlorcholinchlorid) (CCC)	000999-81-5	961	2.5	380	a)
Chlorpropham (CIPC)	000101-21-3	219	11	1 700	a)
Cyclanilide	113136-77-9	78.4	31	4 700	d)
Ethephon	016672-87-0	380	6.4	960	a)
Gibberellin A3	000077-06-5	115	21	3 200	a)
Maleinhydrazid	000123-33-1	2010	1.2	180	a)
Mepiquat-chloride	024307-26-4	300	8.1	1 200	a)
Prohexadione-Calcium	127277-53-6	78.1	31	4 700	a)
Thidiazuron	051707-55-2	67.2	36	5 400	d)
Trinexapac-ethyl	095266-40-3	125	20	3 000	e)

Akarizide

Bromopropylate	018181-80-1	550	4.4	660	a)
Clofentezine	074115-24-5	320	7.6	1 100	a)
Etoxazole	153233-91-1	54.5	45	6 800	a)
Fenazaquin	120928-09-8	180	14	2 100	a)
Fenpyroximate	111812-58-9	81.4	30	4 500	a)
Hexythiazox	078587-05-0	90	27	4 100	a)
Spirodiclofen	148477-71-8	119	21	3 200	a)
Tebufenpyrad	119168-77-3	69.1	35	5 300	a)

Andere

1-Decanol	000112-30-1	10 800	0.23	35	f)
Acibenzolar-S-methyl	135158-54-2	28.2	87	13 000	a)
Aethylenglycolmonobuthylaether	000111-76-2	139	18	2 700	a)
Aldicarb	000116-06-3	2 000	1.2	180	a)
Anthraquinone	000084-65-1	4110	0.59	89	f)
Bacillus thuringiensis var. aizawai	-	1 400	1.7	260	c)
E2Z13-18 Ac	086252-74-6	23.4	100	15 000	a)
E3Z13-18 Ac	053120-26-6	0.89	2 700	410 000	a)
Laminarin	009008-22-4	37.3	65	9 800	a)
Streptomycin (als Streptomycinsulfat)	003810-74-0	250 000	0.0098	1.5	c)

Herleitung der Standarddosen:

- a) Schweizerisches Pflanzenschutzmittelverzeichnis (BLW 2012);
- b) Produktdatenblätter aus der CMDS Datenbank (CMDS 2012);
- c) Europäische Datenbank (Directorate General for Health & Consumers 2008);
- d) Nordamerikanische Datenbank (Kegley 2011);
- e) Methode der ökologischen Knappheit 2006 (Frischknecht et al. 2008);
- f) andere Quellen (Produktdatenblätter oder Reregistration reports gemäss US EPA)

A6 Ökofaktoren für Landnutzung

Die Werte für die BDP's (Biodiversity Damage Potential) sind aus de Baan et al. (2012) übernommen und daraus abgeleitet (siehe Bemerkungen am Ende der Tabelle). Die Charakterisierungsfaktoren beziehen sich auf die Referenz-Landnutzung «Siedlungsgebiet» (mit einem BDP von 0.44).

Tab. 120 > Biodiversity Damage Potentials, Charakterisierungs- und Ökofaktoren für Landnutzung im Biom 5 (in welchem unter anderem die Schweiz liegt)

CORINE+	Landnutzung	BDP		Charakt.-faktor (m ² a SF-eq./m ² a)	Ökofaktor 2013 (UBP/m ² a)	Ökofaktor 2006 (UBP/m ² a)
Siedlungsgebiet						
111	Siedlungsgebiet, zusammenhängend >80 % versiegelt	0.44	a)	1.00	300	260
112	Siedlungsgebiet, unterbrochen <80 % versiegelt	0.26	b)	0.59	180	220
113	Siedlungsgebiet, Brache	0.00	c)	0.00	0	-33
114	ländliche Siedlung	0.26	d)	0.59	180	190
121	Industrieareal	0.44	a)	1.00	300	220
121a	Industrieareal, zusammenhängend >80 % versiegelt	0.44	e)	1.00	300	260
121b	Industrieareal, unterbrochen <80 % versiegelt	0.26	d)	0.59	180	210
122	Verkehrsanlagen, Strasse und Schiene inkl. assoziiertes Land	0.44	e)	1.00	300	220
122a	Verkehrsanlage, Strassenfläche	0.44	e)	1.00	300	220
122b	Verkehrsanlage, zu Strasse assoziiertes Land (min. 100m Breite)	0.26	b)	0.59	180	180
122c	Verkehrsanlage, Schienentrassee	0.44	e)	1.00	300	220
122d	Verkehrsanlage, zu Schiene assoziiertes Land (min. 100m Breite)	0.26	b)	0.59	180	180
122e	Verkehrsanlage, Bahnbrache	0.04	f)	0.10	30	-4
124	Flughafen	0.26	d)	0.59	180	-
125	Industriebrache	0.00	c)	0.00	0	-35
131	Bergwerksgelände	0.44	g)	1.00	300	220
132	Deponiegelände	0.44	a)	1.00	300	220
133	Baustellen	0.44	g)	1.00	300	220
134	Bergwerksbrache	0.00	c)	0.00	0	-33
14	nicht-landwirtschaftliche Grünflächen	0.26	h)	0.59	180	220
141	Grünflächen, städtische	0.26	b)	0.59	180	180
142	Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen	0.26	b)	0.59	180	260
Landwirtschaftliche Flächen						
21	Ackerland	0.60	a)	1.40	420	100
211	Ackerland, unbewässert	0.60	a)	1.40	420	100
211a	Ackerland, unbewässert, konventionell	0.60	i)	1.40	420	110
211b	Ackerland, unbewässert, IP	0.60	i)	1.40	420	130
211c	Ackerland, unbewässert, Bio	0.21	j)	0.49	150	59
211d	Ackerland, unbewässert, Faser-/Energiepflanzen	0.60	i)	1.40	420	110
211e	Ackerland, unbewässert, Brache	0.21	j)	0.49	150	-40
211f	Ackerland, unbewässert, Kunstwiese	0.42	a)	0.95	290	97
22	Dauerkultur	0.42	a)	0.95	290	29
221	Dauerkultur, Wein	0.42	a)	0.95	290	29
221a	Dauerkultur, Wein, intensiv	0.42	a)	0.95	290	29

CORINE+	Landnutzung	BDP		Charakt.-faktor (m ² a SF-eq./m ² a)	Ökofaktor 2013 (UBP/m ² a)	Ökofaktor 2006 (UBP/m ² a)
221b	Dauerkultur, Wein, extensiv	0.15	b)	0.34	100	29
222	Dauerkultur, Obst- und Beerenplantagen	0.42	a)	0.95	290	13
222a	Dauerkultur, Obstgarten, konventionell	0.42	a)	0.95	290	97
222b	Dauerkultur, Obstgarten, Bio	0.15	b)	0.34	100	-12
231	Wiesen und Weiden	0.33	a)	0.75	230	57
231a	Wiesen und Weiden, intensiv	0.33	a)	0.75	230	84
231b	Wiesen und Weiden, wenig intensiv	0.12	k)	0.27	81	0
231c	Wiesen und Weiden, Bio	0.12	k)	0.27	81	-48
243a	Heterogene landwirtschaftliche Flächen	0.39	q)	0.89	270	110
245	Landwirtschaftsbrache mit Hecken	0.12	k)	0.27	81	-48
244	Agroforstwirtschaftliche Flächen	0.20	a)	0.45	140	-

Wald und Buschvegetation

311	Wald, Laubwald	0.04	l)	0.10	30	15
311a	Wald, Laubwald, Plantagen	0.18	m)	0.41	120	100
311b	Wald, Laubwald, naturnah	0.00	l)	0.00	0	-8.1
312	Wald, Nadelwald	0.04	l)	0.10	30	15
312a	Wald, Nadelwald, Plantagen	0.18	a)	0.41	120	100
312b	Wald, Nadelwald, naturnah	0.00	l)	0.00	0	-8.1
313	Wald, Mischwald	0.04	l)	0.10	30	-8.1
313a	Wald, Mischwald, Laub-/Nadelwald	0.04	l)	0.10	30	-8.1
313b	Wald, Mischwald, Nadel-/Laubwald	0.04	l)	0.10	30	-8.1
313c	Wald, Mischwald, Plantagen	0.18	m)	0.41	120	100
314	Wald, Waldrand	0.00	l)	0.00	0	-44
321	Busch- und Krautvegetation, Grünland, naturnah	0.00	a)	0.00	0	-35
322	Busch- und Krautvegetation, Moor und Heide	0.00	a)	0.00	0	12
323	Busch- und Krautvegetation, Hartlaubbewuchs	0.18	n)	0.41	120	-12
324	Busch- und Krautvegetation, Übergang Busch-Waldland	0.18	a)	0.41	120	-12
325	Busch- und Krautvegetation, Hecken	0.15	o)	0.34	100	-40

Sonstige Nutzung

-	Nutzung, unbekannt	0.17	p)	0.38	110	160
---	--------------------	------	----	------	-----	-----

SF: Siedlungsfläche

a) Herleitung über die Klassifikation gegeben in de Baan et al. (2012); «high intensity», supplementary information Table 1 and Table 6

b) Herleitung über die Klassifikation gegeben in de Baan et al. (2012); «low intensity», supplementary information Table 1 and Table 6; Verhältnis der EDPs für «low intensity» zu «high intensity» gemäss Köllner et al. (2007b)

c) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 321

d) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 112

e) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 121

f) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 313

g) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 132

h) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 141 und CORINE 142

i) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 211

j) Herleitung über das Verhältnis der EDPs für «agricultural low intensity» zu «agricultural high intensity» gemäss Köllner et al. (2007b), wobei CORINE 211 als «high intensity» klassifiziert wird

k) Herleitung über das Verhältnis der EDPs «agricultural low intensity» zu «agricultural high intensity» gemäss Köllner et al. (2007b), wobei CORINE 231 als «high intensity» klassifiziert wird

l) Herleitung gemäss Beschreibung in Kap 13.3.4

m) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 312a

n) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 324

o) Gleichsetzung mit Faktor für CORINE 222b

p) Herleitung über den flächengewichteten Durchschnitt

q) Herleitung über Mittelwert von CORINE 21, 22, 231 und 211e

Tab. 121 > Ökofaktoren 2013 für Landnutzung in den Biomen 1–7

CORINE+	Landnutzung	Biom 1	Biom 2	Biom 3	Biom 4	Biom 5	Biom 6	Biom 7
		UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a
		Tropical and sub-tropical moist broadleaf forests	Tropical and sub-tropical dry broadleaf forests	Tropical and sub-tropical coniferous forests	Temperate broadleaf and mixed forests	Temperate coniferous forests	Boreal forests / taiga	Tropical and subtropical grasslands, savannas and shrublands
Siedlungsgebiet								
111	Siedlungsgebiet, zusammenhängend >80 % versiegelt	600	290	480	330	300	300	110
112	Siedlungsgebiet, unterbrochen <80 % versiegelt	360	170	280	190	180	180	63
113	Siedlungsgebiet, Brache	0	0	0	0	0	0	0
114	ländliche Siedlung	360	170	280	190	180	180	63
121	Industrieareal	600	290	480	330	300	300	110
121a	Industrieareal, zusammenhängend >80 % versiegelt	600	290	480	330	300	300	110
121b	Industrieareal, unterbrochen <80 % versiegelt	360	170	280	190	180	180	63
122	Verkehrsanlagen, Strasse und Schiene inkl. assoziiertes Land	600	290	480	330	300	300	110
122a	Verkehrsanlage, Strassenfläche	600	290	480	330	300	300	110
122b	Verkehrsanlage, zu Strasse assoziiertes Land (min. 100m Breite)	360	170	280	190	180	180	63
122c	Verkehrsanlage, Schienentrassee	600	290	480	330	300	300	110
122d	Verkehrsanlage, zu Schiene assoziiertes Land (min. 100m Breite)	360	170	280	190	180	180	63
122e	Verkehrsanlage, Bahnbrache	60	29	48	33	30	30	11
124	Flughafen	360	170	280	190	180	180	63
125	Industriebrache	0	0	0	0	0	0	0
131	Bergwerksgelände	600	290	480	330	300	300	110
132	Deponiegelände	600	290	480	330	300	300	110
133	Baustellen	600	290	480	330	300	300	110
134	Bergwerksbrache	0	0	0	0	0	0	0
14	nicht-landwirtschaftliche Grünflächen	360	170	280	190	180	180	63
141	Grünflächen, städtische	360	170	280	190	180	180	63
142	Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen	360	170	280	190	180	180	63
Landwirtschaftliche Flächen								
211	Ackerland, unbewässert	810	390	660	420	420	420	140
211b	Ackerland, unbewässert, konventionell	810	390	660	420	420	420	140
211a	Ackerland, unbewässert, IP	810	390	660	420	420	420	140
211c	Ackerland, unbewässert, Bio	290	140	230	150	150	150	51
211d	Ackerland, unbewässert, Faser-/Energiepflanzen	810	390	660	420	420	420	140
211e	Ackerland, unbewässert, Brache	290	140	230	150	150	150	51
211f	Ackerland, unbewässert, Kunstwiese	570	280	450	300	290	290	99
22	Dauerkultur	570	280	450	300	290	290	99
221	Dauerkultur, Wein	570	280	450	300	290	290	99
221a	Dauerkultur, Wein, intensiv	570	280	450	300	290	290	99
221b	Dauerkultur, Wein, extensiv	200	99	170	110	100	100	36
222	Dauerkultur, Obst- und Beerenplantagen	570	280	450	300	290	290	99
222a	Dauerkultur, Obstgarten, konventionell	570	280	450	300	290	290	99

CORINE+	Landnutzung	Biom 1	Biom 2	Biom 3	Biom 4	Biom 5	Biom 6	Biom 7
		UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a
		Tropical and sub-tropical moist broadleaf forests	Tropical and sub-tropical dry broadleaf forests	Tropical and subtropical coniferous forests	Temperate broadleaf and mixed forests	Temperate coniferous forests	Boreal forests / taiga	Tropical and subtropical grasslands, savannas and shrublands
222b	Dauerkultur, Obstgarten, Bio	200	99	170	110	100	100	36
231	Wiesen und Weiden	450	220	360	240	230	230	78
231a	Wiesen und Weiden, intensiv	450	220	360	240	230	230	78
231b	Wiesen und Weiden, wenig intensiv	160	78	130	84	81	81	28
231c	Wiesen und Weiden, Bio	160	78	130	84	81	81	28
243a	Heterogene landwirtschaftliche Flächen	530	260	430	280	270	270	92
245	Landwirtschaftsbrache mit Hecken	160	78	130	84	81	81	28
244	Agroforstwirtschaftliche Flächen	270	130	220	140	140	140	48

Wald und Buschvegetation

311	Wald, Laubwald	60	29	48	33	30	30	11
311a	Wald, Laubwald, Plantagen	240	120	200	130	120	120	42
311b	Wald, Laubwald, naturmah	0	0	0	0	0	0	0
312	Wald, Nadelwald	60	29	48	33	30	30	11
312a	Wald, Nadelwald, Plantagen	240	120	200	130	120	120	42
312b	Wald, Nadelwald, naturmah	0	0	0	0	0	0	0
313	Wald, Mischwald	60	29	48	33	30	30	11
313a	Wald, Mischwald, Laub-/Nadelwald	60	29	48	33	30	30	11
313b	Wald, Mischwald, Nadel-/Laubwald	60	29	48	33	30	30	11
313c	Wald, Mischwald, Plantagen	240	120	200	130	120	120	42
314	Wald, Waldrand	0	0	0	0	0	0	0
321	Busch- und Krautvegetation, Grünland, naturmah	0	0	0	0	0	0	0
322	Busch- und Krautvegetation, Moor und Heide	0	0	0	0	0	0	0
323	Busch- und Krautvegetation, Hartlaubbewuchs	240	120	200	130	120	120	42
324	Busch- und Krautvegetation, Übergang Busch-Waldland	240	120	200	130	120	120	42
325	Busch- und Krautvegetation, Hecken	200	99	170	110	100	100	36

Sonstige Nutzung

-	Nutzung, unbekannt	230	110	190	120	110	110	39
---	--------------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----	----

Tab. 122 > Ökofaktoren 2013 für Landnutzung in den Biomen 8–14

CORINE+	Landnutzung	Biom 8	Biom 9	Biom 10	Biom 11	Biom 12	Biom 13	Biom 14
		UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a
		Temperate grasslands, savannas and shrublands	Flooded grasslands and savannas	Montane grasslands and shrublands	Tundra	Mediterranean forests, woodlands and scrub	Deserts and xeric shrublands	Mangroves
Siedlungsgebiet								
111	Siedlungsgebiet, zusammenhängend >80 % versiegelt	240	210	170	250	63	420	160
112	Siedlungsgebiet, unterbrochen <80 % versiegelt	140	120	96	150	36	250	93
113	Siedlungsgebiet, Brache	0	0	0	0	0	0	0
114	ländliche Siedlung	140	120	96	150	36	250	93
121	Industriereal	240	210	170	250	63	420	160
121a	Industriereal, zusammenhängend >80 % versiegelt	240	210	170	250	63	420	160
121b	Industriereal, unterbrochen <80 % versiegelt	140	120	96	150	36	250	93
122	Verkehrsanlagen, Strasse und Schiene inkl. assoziiertes Land	240	210	170	250	63	420	160
122a	Verkehrsanlage, Strassenfläche	240	210	170	250	63	420	160
122b	Verkehrsanlage, zu Strasse assoziiertes Land (min. 100m Breite)	140	120	96	150	36	250	93
122c	Verkehrsanlage, Schienentrassee	240	210	170	250	63	420	160
122d	Verkehrsanlage, zu Schiene assoziiertes Land (min. 100m Breite)	140	120	96	150	36	250	93
122e	Verkehrsanlage, Bahnbrache	24	21	17	26	6.3	45	16
124	Flughafen	140	120	96	150	36	250	93
125	Industriebrache	0	0	0	0	0	0	0
131	Bergwerksgelände	240	210	170	250	63	420	160
132	Deponiegelände	240	210	170	250	63	420	160
133	Baustellen	240	210	170	250	63	420	160
134	Bergwerksbrache	0	0	0	0	0	0	0
14	nicht-landwirtschaftliche Grünflächen	140	120	96	150	36	250	93
141	Grünflächen, städtische	140	120	96	150	36	250	93
142	Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen	140	120	96	150	36	250	93
Landwirtschaftliche Flächen								
211	Ackerland, unbewässert	330	290	230	330	87	600	220
211b	Ackerland, unbewässert, konventionell	330	290	230	330	87	600	220
211a	Ackerland, unbewässert, IP	330	290	230	330	87	600	220
211c	Ackerland, unbewässert, Bio	110	100	81	120	30	210	78
211d	Ackerland, unbewässert, Faser-/Energiepflanzungen	330	290	230	330	87	600	220
211e	Ackerland, unbewässert, Brache	110	100	81	120	30	210	78
211f	Ackerland, unbewässert, Kunstwiese	230	200	160	240	60	420	150
22	Dauerkultur	230	200	160	240	60	420	150

CORINE+	Landnutzung	Biom 8	Biom 9	Biom 10	Biom 11	Biom 12	Biom 13	Biom 14
		UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a	UBP/m ² a
		Temperate grasslands, savannas and shrublands	Flooded grasslands and savannas	Montane grasslands and shrublands	Tundra	Mediterranean forests, woodlands and scrub	Deserts and xeric shrublands	Mangroves
221	Dauerkultur, Wein	230	200	160	240	60	420	150
221a	Dauerkultur, Wein, intensiv	230	200	160	240	60	420	150
221b	Dauerkultur, Wein, extensiv	81	72	57	84	21	150	54
222	Dauerkultur, Obst- und Beerenplantagen	230	200	160	240	60	420	150
222a	Dauerkultur, Obstgarten, konventionell	230	200	160	240	60	420	150
222b	Dauerkultur, Obstgarten, Bio	81	72	57	84	21	150	54
231	Wiesen und Weiden	180	160	120	190	48	330	120
231a	Wiesen und Weiden, intensiv	180	160	120	190	48	330	120
231b	Wiesen und Weiden, wenig intensiv	63	57	45	66	17	110	42
231c	Wiesen und Weiden, Bio	63	57	45	66	17	110	42
243a	Heterogene landwirtschaftliche Flächen	210	190	150	220	56	390	140
245	Landwirtschaftsbrache mit Hecken	63	57	45	66	17	110	42
244	Agroforstwirtschaftliche Flächen	110	96	75	110	29	200	72

Wald und Buschvegetation

311	Wald, Laubwald	24	21	17	26	6.3	45	16
311a	Wald, Laubwald, Plantagen	96	87	66	100	26	180	63
311b	Wald, Laubwald, naturnah	0	0	0	0	0	0	0
312	Wald, Nadelwald	24	21	17	26	6.3	45	16
312a	Wald, Nadelwald, Plantagen	96	87	66	100	26	180	63
312b	Wald, Nadelwald, naturnah	0	0	0	0	0	0	0
313	Wald, Mischwald	24	21	17	26	6.3	45	16
313a	Wald, Mischwald, Laub-/Nadelwald	24	21	17	26	6.3	45	16
313b	Wald, Mischwald, Nadel-/Laubwald	24	21	17	26	6.3	45	16
313c	Wald, Mischwald, Plantagen	96	87	66	100	26	180	63
314	Wald, Waldrand	0	0	0	0	0	0	0
321	Busch- und Krautvegetation, Grünland, naturnah	0	0	0	0	0	0	0
322	Busch- und Krautvegetation, Moor und Heide	0	0	0	0	0	0	0
323	Busch- und Krautvegetation, Hartlaubbewuchs	96	87	66	100	26	180	63
324	Busch- und Krautvegetation, Übergang Busch-Waldland	96	87	66	100	26	180	63
325	Busch- und Krautvegetation, Hecken	81	72	57	84	21	150	54

Sonstige Nutzung

-	Nutzung, unbekannt	90	81	63	96	24	170	60
---	--------------------	----	----	----	----	----	-----	----

A7 Ökofaktoren für Mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)

So wie die jetzigen Ökofaktoren dargestellt sind, wird die Ressourcenentnahme und nicht die dissipative Nutzung bewertet. Bei Fallstudien in welchen die Nutzung der Primärressourcen von Bedeutung ist, soll sichergestellt werden, dass nur die dissipative Nutzung (siehe dazu Kapitel 13.4.7) bewertet wird.

Tab. 123 > Charakterisierungs- und Ökofaktoren für die dissipative Nutzung von mineralischen Primärressourcen (Mineralien und Metalle)

	Charakterisierung (kg Sb-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Aluminium, 24 % in Bauxit, 11 % in Roherz, im Boden	0.000027	0.30
Antimony, in ground	1.00	1 100
Barit, 15 % in Roherz, im Boden	0.0029	3.2
Cadmium, 0.30 % in Sulfid, Cd 0.18 %, Pb, Zn, Ag, In, im Boden	1.21	1 300
Cerium, 24 % in Bastnäsit, 2.4 % in Roherz, im Boden	0.00017	0.18
Chrom, 25.5 % in Chromit, 11.6 % in Roherz, im Boden	0.0043	4.8
Cinnabar, im Boden	9.03	10 000
Cobalt, im Boden	0.040	44
Colemanit, im Boden	0.0061	6.8
Kupfer, 0.99 % in Sulfid, Cu 0.36 % und Mo 8.2E-3 % in Roherz, im Boden	0.0010	1.1
Kupfer, 1.18 % in Sulfid, Cu 0.39 % und Mo 8.2E-3 % in Roherz, im Boden	0.0010	1.1
Kupfer, 1.42 % in Sulfid, Cu 0.81 % und Mo 8.2E-3 % in Roherz, im Boden	0.0010	1.1
Kupfer, 2.19 % in Sulfid, Cu 1.83 % und Mo 8.2E-3 % in Roherz, im Boden	0.0010	1.1
Diatomit, im Boden	0.0003	0.37
Europium, 0.06 % in Bastnäsit, 0.006 % in Roherz, im Boden	0.34	380
Fluor, 4.5 % in Apatit, 1 % in Roherz, im Boden	0.0024	2.7
Fluor, 4.5 % in Apatit, 3 % in Roherz, im Boden	0.0024	2.7
Flussspat, 92 %, im Boden	0.0024	2.7
Gadolinium, 0.15 % in Bastnäsit, 0.015 % in Roherz, im Boden	0.34	380
Gallium, 0.014 % in Bauxit, im Boden	25	28 000
Gold, Au 1.1E-4 %, Ag 4.2E-3 %, in Erz, im Boden	23	26 000
Gold, Au 1.3E-4 %, Ag 4.6E-5 %, in Erz, im Boden	23	26 000
Gold, Au 1.4E-4 %, in Erz, im Boden	23	26 000
Gold, Au 2.1E-4 %, Ag 2.1E-4 %, in Erz, im Boden	23	26 000
Gold, Au 4.3E-4 %, in Erz, im Boden	23	26 000
Gold, Au 4.9E-5 %, in Erz, im Boden	23	26 000
Gold, Au 6.7E-4 %, in Erz, im Boden	23	26 000
Gold, Au 7.1E-4 %, in Erz, im Boden	23	26 000
Gold, Au 9.7E-4 %, Ag 9.7E-4 %, Zn 0.63 %, Cu 0.38 %, Pb 1.4E-2 %, in Erz, im Boden	23	26 000
Gips, im Boden	0.0000057	0.0063
Hafnium, in ground	455	500 000
Helium, 0.08 % in Erdgas, im Boden	0.36	390
Indium, 0.005 % in Sulfid, In 0.003 %, Pb, Zn, Ag, Cd, im Boden	114	130 000
Eisen, 46 % in Erz, 25 % in Roherz, im Boden	0.0000076	0.0084
Kieserit, 25 % in Roherz, im Boden	0.000023	0.026

	Charakterisierung (kg Sb-eq/kg)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Lanthan, 7.2 % in Bastnäsit, 0.72 % in Roherz, im Boden	0.00016	0.17
Blei, 5.0 % in Sulfid, Pb 3.0 %, Zn, Ag, Cd, In, im Boden	0.015	17
Lithium, 0.15 % in Sole, im Boden	0.0036	4.0
Magnesit, 60 % in Roherz, im Boden	0.000023	0.026
Mangan, 35.7 % in sedimentären Lagerstätten, 14.2 % in Roherz, im Boden	0.00079	0.87
Molybdän, 0.010 % in Sulfid, Mo 8.2E-3 % und Cu 1.83 % in Roherz, im Boden	0.058	65
Molybdän, 0.014 % in Sulfid, Mo 8.2E-3 % und Cu 0.81 % in Roherz, im Boden	0.058	65
Molybdän, 0.022 % in Sulfid, Mo 8.2E-3 % und Cu 0.36 % in Roherz, im Boden	0.058	65
Molybdän, 0.025 % in Sulfid, Mo 8.2E-3 % und Cu 0.39 % in Roherz, im Boden	0.058	65
Molybdän, 0.11 % in Sulfid, Mo 4.1E-2 % und Cu 0.36 % in Roherz, im Boden	0.058	65
Neodymium, 4 % in Bastnäsit, 0.4 % in Roherz, im Boden	0.00086	0.95
Nickel, 1.13 % in Sulfiden, Ni 0.76 % und Cu 0.76 % in Roherz, im Boden	0.0064	7.1
Nickel, 1.98 % in Silikaten, 1.04 % in Roherz, im Boden	0.0064	7.1
Pd, Pd 2.0E-4 %, Pt 4.8E-4 %, Rh 2.4E-5 %, Ni 3.7E-2 %, Cu 5.2E-2 % in Erz, im Boden	4.3	4 800
Pd, Pd 7.3E-4 %, Pt 2.5E-4 %, Rh 2.0E-5 %, Ni 2.3E+0 %, Cu 3.2E+0 % in Erz, im Boden	4.3	4 800
Phosphor, 18 % in Apatit, 12 % in Roherz, im Boden	0.000056	0.062
Phosphor, 18 % in Apatit, 4 % in Roherz, im Boden	0.000056	0.062
Praseodymium, 0.42 % in Bastnäsit, 0.042 % in Roherz, im Boden	0.0022	2.5
Pt, Pt 2.5E-4 %, Pd 7.3E-4 %, Rh 2.0E-5 %, Ni 2.3E+0 %, Cu 3.2E+0 % in Erz, im Boden	4.0	4 500
Pt, Pt 4.8E-4 %, Pd 2.0E-4 %, Rh 2.4E-5 %, Ni 3.7E-2 %, Cu 5.2E-2 % in Erz, im Boden	4.0	4 500
Rh, Rh 2.0E-5 %, Pt 2.5E-4 %, Pd 7.3E-4 %, Ni 2.3E+0 %, Cu 3.2E+0 % in Erz, im Boden	2.9	3 200
Rh, Rh 2.4E-5 %, Pt 4.8E-4 %, Pd 2.0E-4 %, Ni 3.7E-2 %, Cu 5.2E-2 % in Erz, im Boden	2.9	3 200
Rhenium, in Roherz, im Boden	184	200 000
Samarium, 0.3 % in Bastnäsit, 0.03 % in Roherz, im Boden	0.035	39
Silber, 0.007 % in Sulfid, Ag 0.004 %, Pb, Zn, Cd, In, im Boden	2.0	2 300
Silber, 3.2ppm in Sulfid, Ag 1.2ppm, Cu und Te, in Roherz, im Boden	2.0	2 300
Silber, Ag 2.1E-4 %, Au 2.1E-4 %, in Erz, im Boden	2.0	2 300
Silber, Ag 4.2E-3 %, Au 1.1E-4 %, in Erz, im Boden	2.0	2 300
Silber, Ag 4.6E-5 %, Au 1.3E-4 %, in Erz, im Boden	2.0	2 300
Silber, Ag 9.7E-4 %, Au 9.7E-4 %, Zn 0.63 %, Cu 0.38 %, Pb 0.014 %, in Erz, im Boden	2.0	2 300
Steinsalz, im Boden	0.000000089	0.00010
Natriumsulfat, verschiedene Formen, im Boden	0.000013	0.015
Stibnit, im Boden	0.72	790
Schwefel, im Boden	0.000065	0.072
Talkum, im Boden	0.00058	0.64
Tantal, 81.9 % in Tantalite, 1.6E-4 % in Roherz, im Boden	1.3	1 500
Tellur, 0.5ppm in Sulfid, Te 0.2ppm, Cu and Ag, in Roherz, im Boden	6.2	6 900
Zinn, 79 % in Cassiterit, 0.1 % in Roherz, im Boden	0.23	260
TiO ₂ , 54 % in Ilmenit, 2.6 % in Roherz, im Boden	0.00032	0.35
TiO ₂ , 95 % in Rutil, 0.40 % in Roherz, im Boden	0.00032	0.35
Ulexit, im Boden	0.0061	6.8
Zink, 9.0 % in Sulfid, Zn 5.3 %, Pb, Ag, Cd, In, im Boden	0.0046	5.1
Zirkonium, 50 % in Zirkon, 0.39 % in Roherz, im Boden	0.0091	10

A8 Länderspezifische Ökofaktoren für Süsswasserverbrauch

Die in den folgenden Tabellen aufgeführten länderspezifischen Ökofaktoren für OECD und Nicht-OECD Staaten sind nur im Falle spezifischer oder entsprechend detaillierter Sachbilanzen zu verwenden. Im Normalfall sollte die Einteilung nach den Knappheitskategorien gemäss Kapitel 13.6.5 zur Anwendung kommen.

Tab. 124 > Ökofaktoren für Süsswasserverbrauch in den OECD Staaten

	Knappheits- verhältnis	Normierung (km ³ /a)	aktueller Fluss (km ³ /a)	kritischer Fluss (km ³ /a)	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2013 (UBP/m ³)
Australien	0.046	2.614	22.6	98.4	0.0527	20.1
Österreich	0.047	2.614	3.66	15.5	0.0554	21.2
Belgien	0.34	2.614	6.22	3.66	2.88	1100
Kanada	0.016	2.614	46	580	0.00627	2.4
Chile	0.012	2.614	11.3	184	0.00378	1.45
Tschechische Republik	0.13	2.614	1.7	2.63	0.417	160
Dänemark	0.11	2.614	0.66	1.2	0.303	116
Estland	0.14	2.614	1.8	2.56	0.491	188
Finnland	0.015	2.614	1.63	22	0.00552	2.11
Frankreich	0.15	2.614	31.6	42.2	0.561	215
Deutschland	0.21	2.614	32.3	30.8	1.1	421
Griechenland	0.13	2.614	9.47	14.9	0.407	156
Ungarn	0.054	2.614	5.59	20.8	0.0722	27.6
Island	0.00097	2.614	0.165	34	0.0000236	0.01
Irland	0.015	2.614	0.79	10.4	0.00577	2.21
Israel	1.1	2.614	1.95	0.356	30.1	11 500
Italien	0.24	2.614	45.4	38.3	1.41	539
Japan	0.21	2.614	90	86	1.1	419
Korea	0.37	2.614	25.5	13.9	3.34	1280
Luxemburg	0.019	2.614	0.0602	0.62	0.00943	3.61
Mexiko	0.17	2.614	79.8	91.4	0.762	291
Niederlande	0.12	2.614	10.6	18.2	0.34	130
Neuseeland	0.015	2.614	4.75	65.4	0.00528	2.02
Norwegen	0.0077	2.614	2.94	76.4	0.00148	0.57
Polen	0.19	2.614	12	12.3	0.942	361
Portugal	0.11	2.614	8.46	15.5	0.299	114
Slowakei	0.014	2.614	0.688	10	0.00471	1.8
Slowenien	0.03	2.614	0.942	6.37	0.0218	8.36
Spanien	0.29	2.614	32.5	22.3	2.12	811
Schweden	0.015	2.614	2.62	34.8	0.00565	2.16
Schweiz	0.049	2.614	2.61	10.7	0.0597	22.8
Türkei	0.17	2.614	40.1	46.3	0.749	286
Grossbritannien und Nordirland (UK)	0.088	2.614	13	29.4	0.195	74.7
USA	0.16	2.614	478	614	0.607	232
OECD (gewichtetes Mittel)	-	-	-	-	-	318

Quelle: FAO 2011

Tab. 125 > Ökofaktoren für Süßwasserverbrauch in den Nicht-OECD Staaten

	Knappeits- verhältnis	Normierung (km³/a)	aktueller Fluss (km³/a)	kritischer Fluss (km³/a)	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2013 (UBP/m³)
Afghanistan	1.8	2.614	23.1	13	3.163	1200
Ägypten	4	2.614	68.3	17.16	15.842	6100
Albanien	0.22	2.614	1.8	8.34	0.049	19
Algerien	2.6	2.614	6.2	2.334	6.968	2700
Angola	0.022	2.614	0.6	29.6	0.000	0.18
Äquatorialguinea	0.0033	2.614	0.0	5.2	0.000	0.0043
Arabische Emirate	130	2.614	4.0	0.03	17760.004	6800000
Argentinien	0.2	2.614	32.6	162.8	0.040	15
Armenien	1.8	2.614	2.8	1.5538	3.310	1300
Aserbaidshon	1.8	2.614	12.2	6.936	3.099	1200
Bahrain	15	2.614	0.4	0.0232	237.319	91000
Bangladesch	0.15	2.614	35.9	245.4	0.021	8.2
Barbados	3.8	2.614	0.1	0.016	14.488	5500
Belize	0.04	2.614	0.2	3.71	0.002	0.63
Benin	0.025	2.614	0.1	5.278	0.001	0.23
Bhutan	0.022	2.614	0.3	15.6	0.000	0.18
Bolivien	0.016	2.614	2.0	124.5	0.000	0.1
Botswana	0.079	2.614	0.2	2.448	0.006	2.4
Brasilien	0.035	2.614	58.1	1646.6	0.001	0.48
Bulgarien	1.4	2.614	6.1	4.26	2.063	790
Burkina Faso	0.39	2.614	1.0	2.5	0.155	59
Burundi	0.11	2.614	0.3	2.508	0.013	5
Cape Verde	0.37	2.614	0.0	0.06	0.134	51
China	0.98	2.614	554.1	568	0.952	360
Costa Rica	0.12	2.614	2.7	22.48	0.014	5.4
Dominikanische Republik	0.83	2.614	3.5	4.2	0.689	260
Dschibuti	0.32	2.614	0.0	0.0600	0.100	38
El Salvador	0.27	2.614	1.4	5.046	0.074	28
Elfenbeinküste	0.087	2.614	1.4	16.228	0.008	2.9
Equador	0.18	2.614	15.3	86.4	0.031	12
Eritrea	0.46	2.614	0.6	1.26	0.213	82
Ethiopien	0.23	2.614	5.6	24.4	0.052	20
Fidschi	0.014	2.614	0.1	5.71	0.000	0.078
Gambia	0.045	2.614	0.1	1.6	0.002	0.76
Georgien	0.12	2.614	1.6	13.296	0.015	5.7
Ghana	0.092	2.614	1.0	10.64	0.009	3.3
Guatemala	0.13	2.614	2.9	22.26	0.017	6.6
Guinea	0.036	2.614	1.6	45.2	0.001	0.49
Guinea-Bissau	0.028	2.614	0.2	6.2	0.001	0.3
Guyana	0.034	2.614	1.6	48.2	0.001	0.44
Haiti	0.43	2.614	1.2	2.806	0.183	70
Honduras	0.062	2.614	1.2	19.186	0.004	1.5

	Knappeits- verhältnis	Normierung (km ³ /a)	aktueller Fluss (km ³ /a)	kritischer Fluss (km ³ /a)	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2013 (UBP/m ³)
Indien	1.8	2.614	761.0	416.2	3.343	1 300
Indonesien	0.28	2.614	113.3	403.8	0.079	30
Irak	3.4	2.614	66.0	19.322	11.668	4 500
Iran	3.4	2.614	93.3	27.5	11.511	4 400
Jamaica	0.31	2.614	0.6	1.8808	0.097	37
Jemen	8.5	2.614	3.6	0.42	72.048	28 000
Jordanien	2.9	2.614	0.9	0.3244	8.413	3 200
Kambodscha	0.023	2.614	2.2	95.22	0.001	0.2
Kamerun	0.017	2.614	1.0	57.1	0.000	0.11
Kasachstan	1.5	2.614	33.1	21.92	2.273	870
Katar	38	2.614	0.4	0.0116	1465.042	560 000
Kenia	0.45	2.614	2.7	6.14	0.198	76
Kirgistan	1	2.614	10.1	9.79	1.060	410
Kolumbien	0.03	2.614	12.7	426.4	0.001	0.34
Komoren	0.042	2.614	0.0	0.24	0.002	0.66
Kongo	0.00028	2.614	0.0460	166.4	0.000	0.000029
Kroatien	0.03	2.614	0.6	21.1	0.001	0.34
Kuba	0.99	2.614	7.6	7.624	0.982	380
Kuwait	230	2.614	0.9	0.004	52 120.890	20 000 000
Laos	0.064	2.614	4.3	66.7	0.004	1.6
Lesotho	0.048	2.614	0.1	1.046	0.002	0.87
Lettland	0.058	2.614	0.4	7.09	0.003	1.3
Libanon	1.4	2.614	1.3	0.9676	1.833	700
Liberia	0.0038	2.614	0.2	46.4	0.000	0.0057
Libyen	36	2.614	4.3	0.12	1 299.603	500 000
Litauen	0.48	2.614	2.4	4.98	0.228	87
Madagaskar	0.22	2.614	14.7	67.4	0.047	18
Malawi	0.28	2.614	1.0	3.456	0.079	30
Malaysia	0.11	2.614	13.2	116	0.013	5
Mali	0.33	2.614	6.5	20	0.107	41
Malta	5.3	2.614	0.1	0.0101	28.480	11 000
Marokko	2.2	2.614	12.6	5.8	4.719	1 800
Mauretanien	0.7	2.614	1.6	2.28	0.493	190
Mauritius	1.3	2.614	0.7	0.5502	1.736	660
Moldawien	0.82	2.614	1.9	2.33	0.676	260
Mongolei	0.073	2.614	0.5	6.96	0.005	2.1
Mosambik	0.017	2.614	0.7	43.42	0.000	0.11
Myanmar	0.14	2.614	33.2	233.6	0.020	7.7
Namibia	0.033	2.614	0.3	9.092	0.001	0.42
Nepal	0.23	2.614	9.8	42.04	0.054	21
Nicaragua	0.033	2.614	1.3	39.32	0.001	0.41
Niger	0.35	2.614	2.4	6.73	0.123	47
Nigeria	0.18	2.614	10.3	57.24	0.032	12
Oman	4.7	2.614	1.3	0.28	22.258	8 500

	Knappeits- verhältnis	Normierung (km³/a)	aktueller Fluss (km³/a)	kritischer Fluss (km³/a)	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2013 (UBP/m³)
Pakistan	3	2.614	183.5	60.82	9.103	3 500
Panama	0.015	2.614	0.5	29.6	0.000	0.089
Paraguay	0.0073	2.614	0.5	67.2	0.000	0.02
Peru	0.051	2.614	19.3	382.6	0.003	0.98
Philippinen	0.85	2.614	81.6	95.8	0.725	280
Puerto Rico	0.7	2.614	1.0	1.42	0.491	190
Ruanda	0.079	2.614	0.2	1.9	0.006	2.4
Rumänien	0.16	2.614	6.9	42.38	0.026	10
Russland	0.073	2.614	66.2	901.6	0.005	2.1
Sambia	0.083	2.614	1.7	21.04	0.007	2.6
Saudi-Arabien	49	2.614	23.7	0.48	2431.723	930 000
Senegal	0.29	2.614	2.2	7.76	0.082	31
Sierra Leone	0.015	2.614	0.5	32	0.000	0.091
Simbabwe	1.1	2.614	4.2	4	1.105	420
Somalia	1.1	2.614	3.3	2.94	1.258	480
Sri Lanka	1.2	2.614	13.0	10.56	1.504	580
Südafrika	1.3	2.614	12.5	10	1.563	600
Sudan	1.2	2.614	37.1	29.8	1.553	590
Suriname	0.027	2.614	0.7	24.4	0.001	0.29
Swasiland	1.2	2.614	1.0	0.902	1.335	510
Syrien	1.5	2.614	16.8	11.156	2.257	860
Tadschikistan	0.6	2.614	12.0	19.946	0.360	140
Tansania	0.27	2.614	5.2	19.254	0.072	28
Thailand	0.65	2.614	57.3	87.72	0.427	160
Togo	0.057	2.614	0.2	2.94	0.003	1.3
Trinidad und Tobago	0.3	2.614	0.2	0.768	0.091	35
Tschad	0.043	2.614	0.4	8.6	0.002	0.7
Tunesien	3.1	2.614	2.9	0.919	9.617	3 700
Turkmenistan	2	2.614	24.9	12.172	4.188	1 600
Uganda	0.025	2.614	0.3	13.2	0.001	0.24
Ukraine	1.4	2.614	38.5	27.92	1.900	730
Uruguay	0.13	2.614	3.7	27.8	0.017	6.6
Usbekistan	4.1	2.614	59.6	14.442	17.037	6 500
Venezuela	0.037	2.614	9.1	246.6	0.001	0.52
Vietnam	0.46	2.614	82.0	176.82	0.215	82
Weissrussland	0.37	2.614	4.3	11.6	0.140	54
Zypern	1.2	2.614	0.2	0.156	1.391	530

Quelle: FAO 2011

> Literatur

- Ahbe S., Braunschweig A., Müller-Wenk R. 1990: Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. 133. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Alkemade R., Oorschot M., Miles L., Nellemann C., Bakkenes M., Brink B. 2009: GLOBI03: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. In: *Ecosystems*, 12(3), pp. 374–390, retrieved from: <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>.
- Angerer G., Erdmann L., Marscheider-Weidemann F., Scharp M., Lüllmann A., Handke V., Marwede M. 2009: Rohstoffe für Zukunftstechnologien. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe.
- AUE 2007: Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS): Jahresbericht 2007. Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, retrieved from: www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- AUE 2008: Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS): Jahresbericht 2008. Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, retrieved from: www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- AUE 2009: Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS): Jahresbericht 2009. Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, retrieved from: www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- AUE 2010: Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS): Jahresbericht 2010. Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, retrieved from: www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- BAFU 2006: Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) – Swiss National Implementation Plan – To be submitted to the Conference of the Parties to the Stockholm Convention. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz.
- BAFU 2008: Freizeit und Erholung im Wald. Grundlagen, Instrumente, Beispiele. Umwelt-Wissen Nr. 0819. Bundesamt für Umwelt, Bern. 69 S.
- BAFU, BLW 2008: Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Umwelt-Wissen Nr. 0820. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU 2009a: Mikroverunreinigungen in den Gewässern – Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- BAFU 2009b: Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA). Zustand und Entwicklung 2004–2006. Umwelt-Zustand Nr. 0903. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- BAFU 2009c: Lärmbelastung in der Schweiz. Ergebnisse des nationalen Lärmmonitorings SonBase. Umwelt-Zustand Nr. 0907. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- BAFU 2010a: Stickstoffflüsse in der Schweiz. Stoffflussanalyse für das Jahr 2005. Bundesamt für Umwelt.
- BAFU 2010b: KVA-Rückstände in der Schweiz. Der Rohstoff mit Mehrwert. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz, retrieved from: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01538/index.html?lang=de.
- BAFU 2010c: Luftschadstoff-Emissionen des Strassenverkehrs 1990–2035. Aktualisierung 2010. Umwelt-Wissen Nr. 1021: 130 S. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz, retrieved from: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01565/index.html?lang=de.
- BAFU 2011a: Nationale Daueruntersuchung der schweizer Fließgewässer (NADUF) (ed. BAFU E., WSL).
- BAFU 2011b: Sonderabfallstatistik 2010. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- BAFU 2011c: Feinstaub: Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen, und Massnahmen. Bundesamt für Umwelt BAFU; Abteilung Luftreinhaltung und NIS, Bern, retrieved from: www.bafu.admin.ch/luft/00575/00578/index.html?lang=de.
- BAFU 2012a: Switzerland's Informative Inventory Report 2012 (IIR) – Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. INFRAS consulting group, Zurich & Federal Office for the Environment FOEN, Air Pollution Control and Non-Ionising Radiation Division, Berne.
- BAFU 2012b: Swiss Greenhouse Gas Inventory 1990–2010: National Inventory Report and CRF tables 2012. Resubmission to the United Nations Framework Convention on Climate Change. File CHE-2012–2010-v2.1.xls, April 2012. Bundesamt für Umwelt, Bern, retrieved from: www.bafu.admin.ch/climatereporting/00545/11894/index.html?lang=en.
- BAFU 2012c: Faktenblatt 1: Ozon: Erste Erfolge bei der Bekämpfung der Vorläuferschadstoffe. Bundesamt für Umwelt, Bern, Switzerland, retrieved from: www.bafu.admin.ch/luft/00575/00577/index.html?lang=de.
- BAFU 2012d: Strategie Biodiversität Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz, retrieved from: www.bafu.admin.ch/ud-1060-d.
- BAFU 2012e: Jahrbuch Wald und Holz 2012. Umwelt-Zustand Nr. 1224: 174 S. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz.
- BAFU 2012f: Aktennotiz vom 20.11.2012 – Grundlagen zur Berechnung der Ökofaktoren für Verkehrslärm. Referenz/Aktenzeichen: L445–1627. Bundesamt für Umwelt Bern, Schweiz.
- BAFU 2013: Stoffe nach Anhang XIV der REACH-Verordnung, retrieved from: www.bafu.admin.ch/chemikalien/01415/12586/index.html?lang=de.
- BAG et al. 2003: Das Vorsorgeprinzip aus schweizerischer und internationaler Sicht: Synthesepapier der interdepartementalen Arbeits-

- gruppe «Vorsorgeprinzip», August 2003. Bundesamt für Gesundheit (BAG), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bundesamt für Veterinärwesen (BVET), Staatssekretariat für Wirtschaft (seco), Eidgenössisches Departement des Äusseren (EDA).
- BAG 2010: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2009. Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Bern, retrieved from: www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02239/index.html?lang=de.
- Bébié B., Lenzlinger M., Frischknecht R., Hartmann C., Hammer S. 2009: Grundlagen für ein Umsetzungskonzept der 2000-Watt-Gesellschaft am Beispiel der Stadt Zürich. Stadt Zürich, Bundesamt für Energie, EnergieSchweiz für Gemeinden, Novatlantis, Zürich, retrieved from: www.2000watt.ch/data/downloads/methodikpapier_der_2000_watt_gesellschaft.pdf.
- BFE 2011: Schweizerische Gesamtenergiestatistik 2010. Bundesamt für Energie (BFE), Bern, retrieved from: www.bfe.admin.ch/themen/00526/00541/00542/00631/index.html?lang=de&dossier_id=00763.
- BFS 2001: Bodennutzung im Wandel, Arealstatistik Schweiz. Bundesamt für Statistik (BFS), Neuchâtel, retrieved from: www.bfs.admin.ch/stat_ch/ber02/asch/publika2/dpubla5.pdf.
- BFS 2009: Schweizerische Zivilluftfahrt, eDossier der Statistik 2009, retrieved from: www.bfs.admin.ch.
- BFS 2010: Szenarien zur Bevölkerungsentwicklung der Schweiz 2010–2060. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.
- BFS 2011a: Bevölkerung – Die wichtigsten Zahlen. Bundesamt für Statistik, retrieved from: www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/01/01/key.html.
- BFS 2011b: Arealstatistik Schweiz – Zustand und Entwicklung der Landschaft Schweiz – Ausgabe 2011/2012 retrieved from: www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/02/03/blank/key/01/zustand_und_entwicklung_tabelle.html.
- BFS 2011c: Mobilität und Verkehr, Neuchâtel.
- BFS 2011d: STAT-TAB: Die interaktive Statistikdatenbank – Umweltgesamtrechnung. Bundesamt für Statistik, retrieved from: www.pxweb.bfs.admin.ch.
- BLW, BUWAL 1998: Konzept zur Verminderung der Phosphorbelastung von oberirdischen Gewässern aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Bundesamt für Landwirtschaft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- BLW 2011: Agrarbericht 2011. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern, retrieved from: www.blw.admin.ch/dokumentation/00018/00498/index.html?lang.
- BLW 2012: Pflanzenschutzmittelverzeichnis (Stand: 08.07.2012). Bundesamt für Landwirtschaft, retrieved from: www.blw.admin.ch/psm/produkte/index.html?lang=de.
- Brand G., Scheidegger A., Schwank O., Braunschweig A. 1998: Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 1997. Schriftenreihe Umwelt 297. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Brändli U.-B.R. 2010: Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004–2006. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. Bundesamt für Umwelt BAFU, Birmensdorf, Bern, retrieved from: www.lfi.ch/.
- Braunschweig A. 1982: Ökologische Buchhaltung für eine Stadt. Rüegger Verlag, Chur.
- Bundesverfassung 2012: Bundesverfassung der Schweizerischen Eidgenossenschaft vom 18. April 1999 (Stand am 23. September 2012). 101. Schweizerischer Bundesrat.
- Büsser S., Frischknecht R., Kiyotada H., Kono J. 2012: Ecological Scarcity Japan. ESU-services Ltd., Uster.
- BUWAL 1995: Vom Menschen verursachte Schadstoffemissionen 1900–2010. 256. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, retrieved from: www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_luft/quellen/uebersicht/allg/index.html.
- BUWAL 1996: Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen. 273. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL 1999: Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt. 308. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL 2000: NABO: Nationales Boden-Beobachtungsnetz Veränderungen von Schadstoffgehalten nach 5 und 10 Jahren Messperioden 1985–1991 und 1992–1997. 320. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL 2002a: Umwelt Schweiz 2002. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- BUWAL 2002b: Abfallstatistik 2000. 152. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- BUWAL 2003a: Reduktion der Umweltrisiken von Düngern und Pflanzenschutzmitteln. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL 2003b: VOC-Immissionsmessungen in der Schweiz 1991–2001. 163.
- BUWAL 2003c: Abfallstatistik 2002. 186. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL 2003d: Benzol in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt 350. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

- BUWAL 2004a: Phosphor in Böden: Standortbestimmung Schweiz. In: Schriftenreihe Umwelt, Vol. Nr. 368. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft BUWAL, Bern.
- BUWAL 2004b: Stickstoffhaltige Luftschadstoffe: Fragen und Antworten zu stickstoffhaltigen Luftschadstoffen aus Verkehr, Industrie/Gewerbe, Haushalten und Landwirtschaft. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- BUWAL 2005: Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz: Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene. 384. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Carbon Trust and DEFRA 2011: PAS 2050:2011: Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standard, BSi, London, retrieved from: www.bsigroup.com/upload/Standards%20&%20Publications/Energy/PAS2050.pdf.
- Chaton C. 2013: Sucht nach Sand. In: VDI nachrichten, Vol. 27/28. VDI nachrichten, Metz, Frankreich.
- ChemRRV 2013: Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV) vom 18. Mai 2005 (Stand am 3. Januar 2013). 814.81. Schweizerischer Bundesrat.
- ChemV 2013: Verordnung über den Schutz vor gefährlichen Stoffen und Zubereitungen (Chemikalienverordnung, ChemV) vom 18. Mai 2005 (Stand am 15. Januar 2013). 813.11. Schweizerischer Bundesrat.
- CMDS 2012: CDMS Label Search – Agrochemical database, Vol. 1.0.4. Crop Data Management Systems, Inc., Marysville, CA, retrieved from: <http://premier.cdms.net/webapls/>.
- CO₂-Gesetz 2012: Bundesgesetz über die Reduktion der CO₂-Emissionen (CO₂-Gesetz) vom 8. Oktober 1999 (Stand am 1. Mai 2012). SR 641.71. Schweizerischer Bundesrat.
- CO₂-Gesetz 2013: Bundesgesetz über die Reduktion der CO₂-Emissionen (CO₂-Gesetz) vom 23. Dezember 2011 (Stand am 1. Januar 2013). SR 641.71. Schweizerischer Bundesrat.
- de Baan L., Alkemade R., Koellner T. 2012: Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. In: The International Journal of Life Cycle Assessment, pp. 1–15, retrieved from: <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0>.
- Dinkel F., Stettler C. 2004: Aktualisierung und Erweiterung Methode UBP – Beurteilung ARA. Carbotech, Basel.
- Directorate General for Health & Consumers 2008: Pesticide EU-MRLs, Regulation (EC) No 396/2005. European Union, retrieved from: http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/index.cfm.
- Doka G. 2003a: Ergänzung der Gewichtungsmethode für Ökobilanzen Umweltbelastungspunkte'97 zu Mobilitäts-UBP'97.
- Doka G. 2003b: Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent 2000 No. 13. EMPA St. Gallen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: www.ecoinvent.org.
- Doka G. 2009: Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. ecoinvent report No. 13, v2.1. EMPA St. Gallen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: www.ecoinvent.org.
- Dones R. 2007: Kernenergie. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Vol. ecoinvent report No. 6-VII, v2.0 (Ed. Dones R.). Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH retrieved from: www.ecoinvent.org.
- ECHA 2012a: Liste der für eine Zulassung in Frage kommenden besonders besorgniserregenden Stoffe. European Chemicals Agency (ECHA), Helsinki, Finland, retrieved from: <http://echa.europa.eu/addressing-chemicals-of-concern/authorisation/recommendation-for-inclusion-in-the-authorisation-list/authorisation-list>.
- ECHA 2012b: Guidance on information requirements and chemical safety assessment – Chapter R.11: PBT Assessment (Version 1.1). European Chemicals Agency, Helsinki, Finland retrieved from: http://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r11_en.pdf.
- ecoinvent Centre 2010: ecoinvent data v2.2, ecoinvent reports No. 1–25. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland, retrieved from: www.ecoinvent.org.
- EEA 2010: Good practice guide on noise exposure and potential health effects. European Environment Agency EEA, Copenhagen, Denmark, retrieved from: www.eea.europa.eu/publications/good-practice-guide-on-noise.
- EKRA 2000: Entsorgungskonzept für radioaktive Abfälle. Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle, retrieved from: www.entsorgungsnachweis.ch/pictures/dokumente/ekra_schlussbericht.pdf.
- ENSI 2010: Strahlenschutzbericht 2009. Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI), Brugg, retrieved from: www.ensi.ch.
- EPA 1993: Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. United States Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington D.C.
- EPA 2000: Chloroform. Environmental Protection Agency, retrieved from: www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/chlorofo.html.
- EPA 2006: Consumer Factsheet on: Benzo(a)pyrene. Environmental Protection Agency, retrieved from: www.epa.gov/safewater/contaminants/dw_contamfs/benzopyr.html.

- EPA 2013: Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA, retrieved from: www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm.
- European Commission 2012: Directive of the European Parliament and of the Council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. In: COM2011: 876 final (ed. Commission E.), Brussels.
- European Committee for Standardisation (CEN) 2012: EN 15 804:2012 – Sustainability of construction works – Environmental product declarations – Core rules for the product category of construction products. European Committee for Standardisation (CEN), Brussels.
- EUROSTAT 2011: Maritime Transport Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, retrieved from: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>.
- ExternE 1999: UK national implementation study, Table 1: Definition of the gas fuel cycle. Retrieved 10.9.2002 retrieved from: externe.jrc.es/7a99file1.htm.
- FAO 2011a: AQUASTAT Data 2011. FAO, retrieved from: www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en.
- FAO 2011b: FAOSTAT Data 2009. Retrieved 12. December 2011 retrieved from: faostat.fao.org/.
- FAO 2012: AQUASTAT – Glossary. FAO, retrieved from: www.fao.org/nr/water/aquastat/data/glossary/search.html?lang=en.
- Flury K., Frischknecht R., Muñoz I., Jungbluth N. 2012: Recommendation for Life cycle inventory analysis for water use and consumption. ESU-services Ltd., treeze Ltd., Unilever, Zürich, Uster, London.
- Frischknecht R., Braunschweig A., Hofstetter P., Suter P. 2000: Human Health Damages due to Ionising Radiation in Life Cycle Impact Assessment. In: Review Environmental Impact Assessment, 20(2), pp. 159–189.
- Frischknecht R., Steiner R., Jungbluth N. 2008: Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006. Umwelt-Wissen Nr. 0906. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, retrieved from: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01031/index.html?lang=de.
- Frischknecht R., Jungbluth N., Pfister S. 2009: UBP-Bewertung für den Wasserbedarf von Treibstoffen. ESU-services, Uster, im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern, C.H.
- Frischknecht R., Itten R., Stucki M., Flury K. 2012: Primärenergiefaktoren von Energiesystemen, Version 2.2. im Auftrag des Bundesamtes für Energie BfE, Uster, CH, retrieved from: http://treeze.ch/fileadmin/user_upload/downloads/Publications/Case_Studies/Energy/frischknecht-2012-PEF-Energiesysteme-v2.2.pdf.
- GESAMP 2007: Estimates of oil entering the marine environment from sea-based activities. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, London.
- Gleick P.H. 1994: Water and energy. In: Annual Review of Energy and Environment, 19, pp. 267–299.
- GSchG 2011: Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) vom 24. Januar 1991 (Stand am 1. Januar 2011). 814.20. Schweizerischer Bundesrat.
- GSchV 2011: Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. August 2011). 814.201. Eidgenössische Drucksachen- und Materialzentrale EDMZ, Bern.
- Guinée J.B., (final editor), Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M.A.J., Lindeijer E., Roorda A.A.H., Weidema B.P. 2001a: Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Parts 1 and 2. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, The Netherlands, retrieved from: www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html.
- Guinée J.B., (final editor), Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M.A.J., Lindeijer E., Roorda A.A.H., Weidema B.P. 2001b: Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Part 3: Scientific Background. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, The Netherlands, retrieved from: www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html.
- Hanke I., Singer H., McArdell-Burgisser C.S., Brennwald M., Traber D., Muralt R., Herold T., Oechslin R., Kipfer R. 2007: Arzneimittel und Pestizide im Grundwasser. GWA 3/2007, retrieved from: www.bafu.admin.ch/grundwasser/07506/index.html?lang=fr&download=NHZlpZeg7t.Inp6lONTU042lZ6ln1ae2lZn4Z2qZpn02Yuq2Z6qpJCFE358fGym162epYbq2c JjKbNoKS.
- Hauschild M., Wenzel H. 1998: Environmental Assessment of Products – Vol. 2: Scientific Background, Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Henderson A.D., Hauschild M.Z., van de Meent D., Huijbregts M.A.J., Larsen H.F., Margni M., McKone T.E., Payet J., Rosenbaum R.K., Jolliet O. 2011: USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. In: Int J LCA, 16, pp. 701–709.
- Hischier R., Weidema B., Althaus H., Bauer C., Frischknecht R., Doka G., Dones R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerinc Y., Margni M., Nemecek T. 2010: Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: www.ecoinvent.org.

Houghton J.T., Meira-Filho L.G., Callander B.A., Harris N., Kattenberg A., Maskell K. 1996: Climate Change 1995 – The Science of Climate Change. (ed. Lakeman J.A.). Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.

IARC 1983: Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1. Chemical, Environmental and Experimental Data. In: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, 32, pp. 211.

IARC 1987: Arsenic and Arsenic Compounds. In: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Supplement 7, pp. 100, retrieved from: monographs.iarc.fr/htdocs/monographs/suppl7/arsenic.html.

IARC 1999: Chloroform. In: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, 73, pp. 131, retrieved from: monographs.iarc.fr/htdocs/monographs/vol73/73-05.html.

IAWR 2003: Rhein-Memorandum 2003. Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet, Nieuwegein.

IKSR 1999: Übereinkommen zum Schutz des Rheins. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Bern, retrieved from: www.iksr.org.

IKSR 2009: International koordinierter Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

IKSR 2011: Vergleich des Istzustandes mit dem Sollzustand des Rheins 1990–2008. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

International Organization for Standardization (ISO) 2006a: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. ISO 14040:2006; Second Edition 2006-06, Geneva.

International Organization for Standardization (ISO) 2006b: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO 14044:2006; First edition 2006-07-01, Geneva.

IPCC 2001: Climate Change 2001: The Scientific Basis. In: Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (ed. Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J., Xiaosu D.). IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK, retrieved from: www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/.

IPCC 2007: The IPCC fourth Assessment Report. Cambridge University Press., Cambridge.

IPCC 2009: Meeting Report of the Expert Meeting on the Science of Alternative Metrics (ed. Plattner G.-K., Stocker T.F., Midgley P, Tignor M.). IPCC Working Group I Technical Support Unit, University of Bern, Bern, Switzerland.

Itten R., Frischknecht R., Stucki M. 2012: Life Cycle Inventories of Electricity Mixes and Grid. ESU-services Ltd., Uster, Switzerland, retrieved from: www.esu-services.ch/data/public-lci-reports/.

Jäckli H., Schindler C. 1986: Möglichkeiten der Substitution hochwertiger Alluvialkiese durch mineralische Rohstoffe. Schweizerische Geotechnische Kommission (Hrsg.), Bern.

Jefferies D., Muñoz I., King V., Aldaya M.M., Ercin A., Milà i Canals L., Hoekstra A.Y. 2011: Water Footprint and Life Cycle Assessment as approaches to assess impacts of products on water use. Key learning points from pilot studies on tea and margarine. Unilever & Water Footprint Network.

KEG 2009: Kernenergiegesetz (KEG) vom 21. März 2003 (Stand am 1. Januar 2009). 732.1. Schweizerischer Bundesrat.

Kegley S.E., Hill B.R., Orme S., Choi A.H. 2011: PAN Pesticide Database, Vol. 10.0. Pesticide Action Network, North America retrieved from: www.pesticideinfo.org.

Keller A., Rossier N., Desaulles A. 2005a: Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der Nationalen Bodenbeobachtung. 54. Agroscope FAL Reckenholz.

Keller A., Rossier N., Desaulles A. 2005b: Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der Nationalen Bodenbeobachtung (Anhang). 54. Agroscope FAL Reckenholz, retrieved from: www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/stobobio/boden/nabo/anhang_128_sr5_4.pdf.

KFW 2002: Bericht zur Standortwahl Wellenberg. Kantonale Fachgruppe Wellenberg, retrieved from: www.nw.ch/regierung_verwaltung/regierungsrat/aktuell/Standortberichtinternet012002.doc.pdf.

Kienle C., Bryner A. 2010: Infoblatt – Öl-Havarien im Meer. EAWAG, Ökotoxzentrum Schweiz, Dübendorf, Schweiz, retrieved from: www.oekotoxzentrum.ch/.

Kier G., Mutke J., Dinerstein E., Ricketts T.H., Kueper W., Kreft H., Barthlott W. 2005: Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. In: Journal of Biogeography, 32, pp. 1107–1116, retrieved from: doi:10.1111/j.1365-2699.2005.01272.x.

Köllner T., Scholz R. 2007a: Assessment of land use impact on the natural environment: Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change. In: Int J LCA, 12(1), pp. 16–23, retrieved from: dx.doi.org/10.1065/lca2006.12.292.1.

Köllner T., Scholz R. 2007b: Assessment of land use impact on the natural environment: Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. In: Int J LCA, 13(1), pp. 32–48, retrieved from: dx.doi.org/10.1065/lca2006.12.292.2.

Kummert R., Stumm W. 1989: Gewässer als Ökosysteme, Grundlagen des Gewässerschutzes.

- Kündig R., Mumenthaler T., Eckardt P., Keusen H.R., Schindler C., Hofmann F., Vogler R, Guntli P. 1997: Die mineralischen Rohstoffe der Schweiz. Schweizerische Geotechnische Kommission, Zürich.
- Lippmann M. (ed.) 2000: Environmental Toxicants (2nd edition). John Wiley, New York.
- Loi Grenelle 2 2013: LOI n° 2010–788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (1). Le Président de la République, Paris, France.
- LRV 2010: Luftreinhalte-Verordnung vom 16. Dezember 1985 (LRV): (Stand am 15. Juli 2010). 814.318.142.1. Schweizerischer Bundesrat, retrieved from: www.admin.ch/ch/d/sr/c814_318_142_1.html.
- Maxell 2003: Annual Report 2003. Hitachi Maxell Ltd., Tokyo, retrieved from: <http://biz.maxell.com/corporate/library/annual2003.html>.
- MinöStV 2008: Mineralölsteuerverordnung (MinöStV) vom 20. November 1996 (Stand am 1. Juli 2008). In: Schweizerische Bundesrat, Switzerland, retrieved from: www.admin.ch/ch/d/sr/6/641.611.de.pdf.
- Miyazaki N., Siegenthaler C., Schoenbaum T, Azuma K. 2004: Japan Environmental Policy Priorities Index (JEPIX) – Calculation of Ecofactors for Japan: Method for Environmental Accounting based on the EcoScarcity Principle. 7. International Christian University Social Science Research Institute, Tokyo.
- Müller-Wenk R. 1978: Die ökologische Buchhaltung: Ein Informations- und Steuerungsinstrument für umweltkonforme Unternehmenspolitik. Campus Verlag Frankfurt.
- Muñoz I., Milà i Canals L., Fernández-Alba A.R. 2010: Life Cycle Assessment of water supply in Mediterranean Spain: the Ebro river transfer v. The AGUA Programme. In: Journal of Industrial Ecology, 14(6), pp. 902–918.
- NAGRA 2008: Technischer Bericht 08-06 – Modellhaftes Inventar für radioaktive Materialien – MIRAM 08. Nationale Gesellschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, nagra, Wettingen, retrieved from: www.nagra.ch.
- NAGRA 2011a: Abfallinventare und Mengen. Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Wettingen, retrieved from: www.nagra.ch/display.cfm/id/101313.
- NAGRA 2011b: Technischer Bericht 11–01 – Vorschläge zur Platzierung der Standortareale für die Oberflächenanlage der geologischen Tiefenlager sowie zu deren Erschliessung. Nationale Gesellschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Wettingen, retrieved from: www.nagra.ch.
- Ng C., Scheringer M., Hungerbühler K. 2012: Milestone I: Definition of Critical Flows (FK) in the Application of the Swiss Ecological Scarcity Method to Bioconcentrating Chemicals (not published). Safety and Environmental Technology Group Institute for Chemical and Bioengineering ETHZ, Zürich, Switzerland.
- Nordic Council of Ministers 1995: LCA-NORDIC technical report no. 10 and special reports no. 1–2., Kopenhagen.
- OECD 2001: OECD Survey of National Pesticide Risk Indicators, 1999–2000. Organisation for Economic Co-operation and Development, retrieved from: www.oecd.org/dataoecd/20/43/1934154.pdf.
- OECD 2003: Environmental Performance Reviews: Water; Performance and Challenges in OECD Countries. Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD, Paris.
- OECD 2004: Key environmental indicators. OECD Environment Directorate, Paris, retrieved from: www.oecd.org/dataoecd/32/20/31558547.pdf.
- Olson D.M., Dinerstein E., Wikramanayake E.D., Burgess N.D., Powell, G.V.N., Underwood E.C., D'Amico J.A., Itoua I., Strand H., Morrison J.C., Loucks C.J., Allnutt T.F., Ricketts T.H., Kura Y., Lamoreux J.F., Wettengel W.W., Hedao P., Kassem K.R. 2001: Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. In: Bioscience, 51, pp. 933–938.
- Ort C., Siegrist H., Hosbach H., Morf L., Scheringer M., Studer C. 2007: Mikroverunreinigungen – Nationales Stoffflussmodell. In: Gas, Wasser, Abwasser, 11, pp. 853–859.
- OSPAR Commission 2003: Discharges, waste handling and air emissions from offshore oil and gas installations, in 2000 and 2001.
- OSPAR Commission 2008a: Nutrients in the Convention area – Assessment of Implementation of PARCOM Recommendations 88/2 and 89/4.
- OSPAR Commission 2008b: Liquid discharges from nuclear installations in 2006. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London.
- OSPAR Commission 2009a: Discharges, spills and emissions from offshore oil and gas installations in 2007, London, retrieved from: www.ospar.org.
- OSPAR Commission 2009b: Liquid discharges from nuclear installations in 2007. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London.
- OSPAR Commission 2010: Liquid discharges from nuclear installations in 2008. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London.
- OSPAR Commission 2011: Liquid discharges from nuclear installations in 2009. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London.
- OSPAR Convention 2000: OSPAR Decision 2000/1 on Substantial Reductions and Elimination of Discharges, Emissions and Losses of Radioactive Substances, with Special Emphasis on Nuclear Reprocessing. OSPAR Commission, Bremen, retrieved from: www.ospar.org/documents/dbase/decrecs/decisions/od00-01e.doc.

OSPAR Convention 2001: OSPAR Recommendation 2001/1 for the Management of Produced Water from Offshore Installations. OSPAR Commission, Bremen, retrieved from: www.ospar.org.

OSPAR Convention 2003: 2003 Progress Report on the More Detailed Implementation of the OSPAR Strategy with regard to Radioactive Substances. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, Bremen, retrieved from: www.ospar.org/documents/02-03/OSPAR03/SR-E/ANNEX30_Progress%20Report%20on%20Radioactive%20Strategy.doc.

Penner J.E., Lister D. H., Griggs D.J., Dokken D.J., McFarland M. 2000: IPCC Special report aviation and the global atmosphere: Summary for Policymakers. In: A Special Report of IPCC Working Groups I and III. IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK, retrieved from: www.ipcc.ch/pub/reports.htm.

Poiger T., Buser H.R., Müller M.D. 2005: Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Synthesebericht Bereich Pflanzenschutzmittel. Agroscope FAW Wädenswil.

PSI 1996: Gutachten zum Gesuch um Rahmenbewilligung für ein SMA-Endlager am Wellenberg. Paul Scherrer Institut, Villigen, retrieved from: www.hsk.psi.ch/deutsch/files/pdf/Wellenberg96.pdf.

PSMV 2010: Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Pflanzenschutzmittelverordnung, PSMV), Stand am 1. Juni 2012, Bern, Switzerland.

Raumplanungsamt Kt. Zug 2005: Kiesabbau im Kanton Zug 2004, Zug.

Rosiek S., Battles F.J., Muñoz I., Fernández-Alba A. 2010: Environmental assessment of the CIESOL solar building after two years operation. In: Environ. Sci. Technol., 44, pp. 3587–3593.

RPG 2012: Bundesgesetz über die Raumplanung (Raumplanungsgesetz, RPG) vom 22. Juni 1979 (Stand am 1. November 2012). Schweizerischer Bundesrat, Bern, Schweiz.

Ruiz S., Ng C., Scheringer M., Hungerbühler K. 2012: Milestone III – Preliminary list of chemicals under consideration and determination of annual flows to Swiss waters (not published). Safety and Environmental Technology Group Institute for Chemical and Bioengineering ETHZ, Zürich, Switzerland.

Rutishauser B.V., Pesonen M., Escher B.I., Ackermann G.E., Aerni H.-R., Suter M.J.-F., Eggen R.I.L. 2004: Comparative Analysis of Estrogenic Activity in Sewage Treatment Plant Effluents Involving Three In Vitro Assays and Chemical Analysis of Steroids. In: Environ. Toxicol. Chem., 23, pp. 857–868.

RWTÜV Fahrzeug GmbH 2005: Ermittlung der Geräuschemission von Kfz im Straßenverkehr. im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), Würselen, Deutschland, retrieved from: www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2952.pdf.

Schwegler R., Iten R., Grünig M., Boteler B., Känzig J., Hauser A. 2011: Qualitätsanforderungen an Umweltinformationen. Herleitung, Definition und Anwendung auf die Berichterstattung zur Umweltbelastung von Konsum und Produktion. Bericht für das Bundesamt für Umwelt, Bern, CH, retrieved from: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01623/index.html?lang=de.

Schweizerischer Bundesrat 2002: Strategie Nachhaltige Entwicklung 2002. IDARio, Bundesamt für Raumentwicklung, Bern.

Schweizerischer Bundesrat 2009: Konzept betreffend lufthygienische Massnahmen des Bundes, Bern.

Schweizerischer Bundesrat 2011a: Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik in den Jahren 2014–2017, Bern.

Schweizerischer Bundesrat 2011b: Masterplan Cleantech – Eine Strategie des Bundes für Ressourceneffizienz und erneuerbare Energien. Bundesamt für Bildung und Technologie, Bern, retrieved from: www.cleantech.admin.ch.

Schweizerischer Bundesrat 2012: Strategie Nachhaltige Entwicklung 2012–2015. Interdepartementaler Ausschuss Nachhaltige Entwicklung, Bern, retrieved from: www.are.admin.ch/themen/nachhaltig/00262/00528/index.html?lang=de.

Scown C.D., al. e. 2011: Water Footprint of U.S. Transportation Fuels. In: Environ. Sci. Technol., 45, pp. 2541–2553.

SEFV 2008: Verordnung über den Stilllegungsfonds und den Entsorgungsfonds für Kernanlagen (Stilllegungs- und Entsorgungsfondsverordnung, SEFV) vom 7. Dezember 2007 (Stand am 1. Februar 2008). Schweizerischer Bundesrat, Bern, Schweiz.

Select Committee on Science and Technology 1999: Management of Nuclear Waste. The United Kingdom Parliament, London, retrieved from: www.parliament.the-stationery-office.co.uk/pa/ld199899/ldselect/ldscitech/41/4102.htm.

SGP 1994: Etude relative à la normalisation écologique des emballages en Belgique, rapport final au ministre belge de la santé publique, de l'intégration sociale et de l'environnement, Liège.

Shaffer K.H. 2008: Consumptive Water Use in the Great Lake Basin USGS.U.S. Geological Survey.

Sigg L., Stumm W. 1989: Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Gewässer. Verlag der Fachvereine, Zürich.

SNF 2002: Hormonaktive Stoffe: Bedeutung für Menschen, Tiere und Ökosysteme (Nationales Forschungsprogramm NFP50). Schweizerischer Nationalfonds, Bern.

Statistics Canada 2010: Industrial Water Use 2007 (ed. Division E.A. a. S.). Minister of Industry, Ottawa, retrieved from: www.statcan.gc.ca/pub/16-401-x/16-401-x2010001-eng.pdf.

- Stiegel G.J., al. e. 2008: Estimating Freshwater Needs to Meet Future Thermoelectric Generation Requirements. U.S. National Energy Technology Laboratory.
- TVA 2011: Technische Verordnung über Abfälle vom 10. Dezember 1990 (Stand am 1. Juli 2011). 814.600. Schweizerischer Bundesrat.
- UBA 2012: Chemikalienpolitik und Schadstoffe, REACH, Dioxine. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland, retrieved from: www.umweltbundesamt.de/umid/index.htm.
- Udo de Haes H.A. (ed.) 1996: Towards a methodology for life cycle impact assessment. Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Brussels.
- UGZ 2003: Kanzerogene Luftschadstoffe in der Stadt Zürich. Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich, Zürich, retrieved from: www3.stzh.ch/internet/ugz/home/dokumente/berichte.html.
- UN/ECE 1994: Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on Further Reduction of Sulphur Emissions. United Nations Economic Commission for Europe, Genève.
- UNECE 1999: The 1999 Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. United Nations Economic Commission for Europe, Genève.
- UNEP 2007: The Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer as further adjusted by the Nineteenth Meeting of the Parties (Montreal, 17–21 September 2007). United Nations Environment Programme, retrieved from: http://ozone.unep.org/new_site/en/Treaties/treaties_decisions-hb.php?nav_id=5.
- UNEP 2009: Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) as amended in 2009. UNEP, Châtelaine, Switzerland, retrieved from: <http://chm.pops.int/default.aspx>.
- USDA 2011: Quick Stats 1.0. National Agricultural Statistics Service.
- USG 2010: Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz, USG) vom 7. Oktober 1983 (Stand am 1. August 2010). 814.01. Schweizerischer Bundesrat.
- USGS 2010: Mineral Commodity Summaries 2010. U.S. Geological Survey, U.S. Department of the Interior, Reston, Virginia, United States of America, retrieved from: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/>.
- Van der Stricht S., Janssens A. 2005: Radioactive effluents from nuclear power stations and nuclear fuel reprocessing sites in the European Union, 1999–2003. Directorate-General for Energy, Luxemburg.
- Van der Stricht S., Janssens A. 2010: Radioactive effluents from nuclear power stations and nuclear fuel reprocessing sites in the European Union, 2004–08. Directorate-General for Energy, Luxemburg.
- VASA 2012: Verordnung über die Abgabe zur Sanierung von Altlasten vom 26. September 2008 (Stand am 1. Januar 2012). 814.681. Schweizerischer Bundesrat, retrieved from: www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.681.de.pdf.
- VBBo 2012: Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) vom 1. Juli 1998 (Stand am 1. Juni 2012). 814.12. Schweizerischer Bundesrat.
- VBP 2013: Verordnung über das Inverkehrbringen von und den Umgang mit Biozidprodukten (Biozidprodukteverordnung, VBP) vom 18. Mai 2005 (Stand am 1. Februar 2013). 813.12. Schweizerischer Bundesrat.
- VOCV 2013: Verordnung über die Lenkungsabgabe auf flüchtigen organischen Verbindungen vom 12. November 1997 (Stand am 1. März 2013). 814.018. Schweizerischer Bundesrat.
- VSA 2011: Kosten und Leistungen der Abwasserentsorgung. Fachorganisation Kommunale Infrastruktur (KI) & Verband Schweizerischer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute.
- Wang H., Hou P., Zhang H., Weng D. 2011: A Novel Weighting Method in LCIA and its Application in Chinese Policy Context. In: Towards Life Cycle Sustainability Management (ed. Finkbeiner M.). Springer.
- WBCSD and WRI 2011a: Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard. World Business Council for Sustainable Development, World Resources Institute, The Greenhouse Gas Protocol Initiative.
- WBCSD and WRI 2011b: Corporate Value Chain (Scope 3) Accounting & Reporting Standard; Supplement to the GHG Protocol Corporate Accounting and Reporting Standard. World Business Council for Sustainable Development, World Resources Institute, The Greenhouse Gas Protocol Initiative.
- White S., Cordell D., Neset T.S., Drangert J.O., Rosemarin A., Smit A.L., Schröder J.J., Mavinic D., K.A. 2010: GPRI Statement on Global Phosphorus Scarcity. Global Phosphorus Research Initiative (GPRI).
- WHO 2002: Evaluation of certain food additives and contaminants. Fifty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Geneva, Switzerland, retrieved from: http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_909.pdf.
- Yanxu Z., Shu T. 2009: Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. In: Atmos Environ, 43(4), pp. 812–819, retrieved from: www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231008010157.
- Yetergil D. 1997: Externe Kosten von Krebserkrankungen durch kanzerogene Luftschadstoffe: Eine Abschätzung für die Schweiz mit besonderer Berücksichtigung von Benzol, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und Dieselrußpartikeln. VDI Verlag, Düsseldorf.

> Verzeichnisse

Abkürzungen

a

Jahr

ADP

Abiotic Depletion Potential (Erschöpfungspotential abiotischer Ressourcen)

AOX

Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (Summenparameter, der die Menge an halogenierten Stoffen in Gewässern und im Klärschlamm erfasst)

AP

Acidification Potential (Versauerungspotential)

ATA

Alphatoxische Abfälle

BaP

Benzo(a)Pyren

BCF

bioconcentration factor (Biokonzentrations-Faktor)

BDP

Biodiversity Damage Potential (Biodiversitäts-Schadenspotential)

BE

(abgebrannte) Brennelemente

BRIC Staaten

Brasilien, Russland, Indien und China

COD

Chemical oxygen demand (Chemischer Sauerstoffbedarf; Mass für die Menge an Sauerstoff, die benötigt wird, um die organischen Verbindungen in Gewässern zu oxidieren)

CSB

Chemischer Sauerstoffbedarf (siehe COD)

CSB

Chemischer Sauerstoffbedarf (siehe COD)

CTU

Comparative Toxic Unit. Das h bei CTUh steht für humantoxisch

DOC

Dissolved organic carbon (Mass für den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff aus gelösten organischen Verbindungen)

EDP

Ecosystem Damage Potential (Ökosystem Schadenspotential)

eq.

von engl. equivalent, zu deutsch Äquivalent

F

Aktueller Fluss (Emissionsfracht in einem Gebiet während eines Jahres)

F_k

Kritischer Fluss (kritische Emissionsfracht in einem Gebiet während eines Jahres)

F_n

Normierungsfluss (Emissionsfracht der Schweiz, unter Umständen als charakterisierte Menge)

FCKW

Fluorchlorkohlenwasserstoffe

Feedstock

nicht energetisch genutzte Energieressourcen

FHKW

flüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe FKW
Fluorkohlenwasserstoffe

Fzkm

Fahrzeugkilometer

GSchV

Gewässerschutzverordnung

GWP₁₀₀

Global warming potential (Treibhauswirksamkeit einer Substanz relativ zu CO₂; im vorliegenden Bericht sind alle Angaben bezogen auf den Zeithorizont von 100 Jahren und gemäss den aktuellen IPCC Zahlen (IPCC 2007))

HAA

Hochradioaktive Abfälle

HFCKW

Teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe

IAWR

Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet

Inventar

(= Sachbilanz); Stoff- und Energiebilanz bzw. Resultat einer Stoff- und Energiebilanz

ISO

International Organisation for Standardization (Genf/CH)

km

Kilometer

MAKW

monozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

MJ

Mega-Joule (10^6 Joule)

MJ_e

Mega-Joule elektrisch (in der Form von elektrischer Energie)

MJ_t

Mega-Joule thermisch (in der Form von thermischer Energie)

NMVOC

Non-methane volatile organic compounds (Flüchtige organische Verbindungen (ohne Methan, ohne FCKW)), siehe auch VOC

OAPEC Staaten

Organization of Arab Petroleum Exporting Countries, Organisation der arabischen Erdöl exportierenden Staaten

ODP

Ozone depletion potential (Ozonabbaupotential: Mass für die Stärke der Ozonschicht abbauenden Wirkung einer Substanz im Vergleich zu R11)

OECD

Organisation for Economic Co-Operation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)

Ökologische Knappheit

Wird ermittelt als Funktion der beschränkten Belastbarkeit der Umwelt für anthropogene Einwirkungen (Kritischer Fluss) und des effektiven Ausmasses dieser Einwirkungen (Aktueller Fluss) auf die Umwelt. Die ökologische Knappheit ist umso grösser, je höher der aktuelle Fluss im Vergleich zum kritischen Fluss liegt.

PAK (engl. PAH)

Polyzyklische aromatische Verbindungen

PJ

Peta-Joule (10^{15} Joule)

pkm

Personenkilometer

POP

persistent organic pollutants (persistente organische Schadstoffe)

PSM

Pflanzenschutzmittel; umfasst Unkrautvertilgungsmittel, Regulatoren für die Pflanzenentwicklung sowie Erzeugnisse und Gegenstände welche die Pflanzen und ihr Vermehrungsmaterial vor Krankheiten und Schädlingen schützen (veralteter Begriff: PBM – Pflanzenbehandlungsmittel)

PFKW

Perfluorkohlenwasserstoffe

PFOS

sprich; Pifos, Perfluoroctansulfonsäure

PM10

Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer

PM2.5

Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 2.5 Mikrometer

RTI

Radiotoxizitätsindex

Sachbilanz

(=Inventar); Stoff- und Energiebilanz bzw. Resultat einer Stoff- und Energiebilanz

Sb

Antimon

SETAC

Society for Environmental Toxicology and Chemistry (Brüssel/B)

SF

Siedlungsfläche

sgP

Stark (durch Lärm) gestörte Person

SMA

Schwach- und mittelradioaktive Abfälle

TEQ

Toxizitäts-Äquivalent

TJ

Tera-Joule (10^{12} Joule)

tkm

Tonnenkilometer

TOC

Total Organic Carbon (umfasst den gesamten in organischen Molekülen gebundenen Kohlenstoff).

TVA

Technische Verordnung über Abfälle

UBP

Umweltbelastungspunkt (Einheit der Bewertungsmethode der ökologischen Knappheit)

VOC

Volatile organic compounds = flüchtige organische Substanzen; Beispiele von VOC finden sich in der Luftreinhalteverordnung vom 16. Dez. 1985 in Art. 72 (Tabelle der organischen gas-, dampf- oder partikelförmigen Stoffe)

Abbildungen

Abb. 1 Vier Phasen einer Ökobilanz	23
Abb. 2 Portfolio-Darstellung von ökologisch-ökonomischer Effizienz	35
Abb. 3 Übersicht zur Systemabgrenzung	62
Abb. 4 Grundschema der Methode mit den Schritten Sachbilanzergebnis, Charakterisierung und Gewichtung	66
Abb. 5 Schematische Darstellung der Partikelgrössen und ihrer Beziehungen zu- und untereinander	90
Abb. 6 Die 14 Biome nach Olson et al. (2001)	170
Abb. 7 Entwicklung des Radiotoxizitätsindex (RTI) der radioaktiven Abfälle in der Schweiz bis zum Jahr 2050. Daten von NAGRA (2008)	195
Abb. 8 Entwicklung des Radiotoxizitätsindex (RTI) der radioaktiven Abfälle in der Schweiz ab dem Jahr 2050. Daten von NAGRA (2008)	196

Tabellen

Tab. A Übersicht Ökofaktoren Schweiz 2013	11
Tab. 1 Berechnung UBP	22
Tab. 2 Indikatoren zu Qualität und Verbindlichkeit der Daten	64
Tab. 3 Charakterisierungsmethoden, die in MoeK 2013 und MoeK 2006 verwendet werden	67
Tab. 4 Zuordnung von Schadstoffen und Ressourcen zu Umweltwirkungen und -themen	69
Tab. 5 Wirkungsmechanismen der bewerteten Luftschadstoffe	73

Tab. 6 Treibhauspotentiale der im Kyoto- und Montreal Protokoll geregelten Substanzen	74
Tab. 7 Emissionen von Treibhausgasen in der Schweiz	76
Tab. 8 Ökofaktor für CO ₂ und weitere Treibhausgase in UBP/g CO ₂ - Äquivalenten	77
Tab. 9 Ökofaktoren für ausgewählte Treibhausgase, berechnet aus dem Ökofaktor für CO ₂	77
Tab. 10 Ozonabbau Potentiale (ODP) einiger wichtiger Substanzen	79
Tab. 11 Schweizerische Emissionen der für die Schweiz relevanten Ozonschicht abbauenden Substanzen in t/a und als R11-eq./a in den Jahren 2011 und 2020	80
Tab. 12 Ökofaktor für R11-Äquivalente in UBP/g R11-eq	81
Tab. 13 Ökofaktoren für Ozonschicht abbauende Substanzen, angegeben in UBP/g der Substanz	82
Tab. 14 Ökofaktor für die flüchtigen organischen Verbindungen (ohne Methan, FCKW) in UBP/g NMVOC	83
Tab. 15 Ökofaktor für Stickoxid in UBP/g NO _x als NO ₂	85
Tab. 16 Ökofaktor für Ammoniak in UBP/g NH ₃ -N sowie in UBP/g NH ₃	86
Tab. 17 Charakterisierungsfaktoren für das Versauerungspotential gemäss Guinée et al. (2001b, Stand April 2004, «generic AP») bezogen auf SO ₂	87
Tab. 18 Ökofaktor für Schwefeldioxid in UBP/g SO ₂ -eq	88
Tab. 19 Ökofaktoren für Substanzen mit Versauerungspotential in UBP/g Säure, charakterisiert anhand von Schwefeldioxid	89
Tab. 20 Ökofaktor für PM ₁₀ in UBP/g PM ₁₀	92
Tab. 21 Ökofaktor für PM _{2.5} in UBP/g PM _{2.5}	92

Tab. 22	Ökofaktor für PM _{2.5-10} in UBP/g PM _{2.5-10}	92	Tab. 37	Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in die Luft, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)	109
Tab. 23	Ökofaktor für Dieselruss in UBP/g Dieselruss	94	Tab. 38	Wirkungsmechanismen der bewerteten Wasserschadstoffe	112
Tab. 24	Charakterisierung von spezifischen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) gemäss EPA (1993)	96	Tab. 39	Ökofaktor für Gesamtstickstoff in Oberflächengewässern in UBP/g N	114
Tab. 25	Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (human toxicity, carcinogenic effects, recommended), emittierte Mengen gemäss BAFU (2012a) und berechnete charakterisierte Menge	97	Tab. 40	Berechnung des Gewichtungsfaktors für Schweizer Seen aus der aktuellen Konzentration und der kritischen Konzentration	117
Tab. 26	Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (human toxicity, carcinogenic effects, recommended), Zielvorgaben gemäss Text und resultierender charakterisierter kritischer Fluss	98	Tab. 41	Ökofaktor für Phosphor in UBP/g P	118
Tab. 27	Ökofaktor Benzol, Dioxine und Furane und PAK in UBP/CTUh	99	Tab. 42	Ökofaktor für CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) in UBP/g CSB	120
Tab. 28	Ökofaktoren Benzol, Dioxine und Furane und PAK in UBP/g Substanz	99	Tab. 43	Berechnung des Normierungsflusses für Schwermetalle aus den NADUF-Konzentrationsmessungen (Mittelwert der Jahre 2006 bis 2009) an der Messstation Weil am Rhein	122
Tab. 29	Charakterisierung und Ökofaktoren von PAK für regionale Durchschnittswerte	100	Tab. 44	Gewichtungsfaktoren für Schwermetalle berechnet aus aktueller und kritischer Konzentration	123
Tab. 30	Substanzen, die in der LRV (2010) Tabelle 83 als kanzerogen eingestuft und mit USEtox bewertet werden, sowie deren Charakterisierungs- und Ökofaktoren in UBP/g	100	Tab. 45	Ökofaktoren für Schwermetalle in Oberflächengewässer in UBP/g des entsprechenden Schwermetalls	123
Tab. 31	Ökofaktor für Bleiemissionen in die Luft in UBP/g Blei	102	Tab. 46	Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Emissionen in Flüsse, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement U-235	125
Tab. 32	Ökofaktor für Cadmium-Emissionen in die Luft in UBP/g Cadmium	103	Tab. 47	Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Flüsse in UBP/MBq U235-eq	126
Tab. 33	Ökofaktor für Quecksilber-Emissionen in die Luft in UBP/g Quecksilber	104	Tab. 48	Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in Flüsse, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)	126
Tab. 34	Ökofaktor für Zink-Emissionen in die Luft in UBP/g Zink	105	Tab. 49	Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Einleitungen in Meere, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement C-14	128
Tab. 35	Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Emissionen in die Luft, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement C-14	107	Tab. 50	Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere in UBP/kBq C14-eq	129
Tab. 36	Ökofaktor für radioaktive Emissionen in die Luft in UBP/MBq C14-eq	108			

<p>Tab. 51 Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in Meere, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000) 130</p> <p>Tab. 52 Abschätzung der Ölemissionen aller OSPAR Mitglieder ins Meer. Angaben in Tonnen pro Jahr 132</p> <p>Tab. 53 Ökofaktor für Ölemissionen ins Meer in UBP/g Öl 132</p> <p>Tab. 54 Grobe Einteilung verschiedener AOX gemäss ihren Umweltwirkungen 133</p> <p>Tab. 55 Ökofaktor für AOX in UBP/g Cl- 134</p> <p>Tab. 56 Ökofaktor für verschiedene chlorierte Substanzen in UBP/g Cl- 135</p> <p>Tab. 57 Ökofaktor für Chloroform (CHCl₃) in UBP/g CHCl₃ 136</p> <p>Tab. 58 Ökofaktor für PAK in UBP/g PAK 137</p> <p>Tab. 59 Ökofaktor für Benzo(a)pyren (BaP) in UBP/g BaP 139</p> <p>Tab. 60 Charakterisierungsfaktoren für einige hormonaktive Substanzen basierend auf deren östrogenem Potential gemäss Rutishauser et al. (2004) 141</p> <p>Tab. 61 Ökofaktor für hormonaktive Stoffe in UBP/g E2-eq 142</p> <p>Tab. 62 Ökofaktor einiger hormonaktiver Substanzen in UBP/g Substanz, berechnet mittels Östrogen-Potential als Charakterisierungsfaktor 143</p> <p>Tab. 63 Ökofaktor für POP Emissionen in Oberflächengewässer in UBP/g 2,4,6-Tribromophenol-eq 146</p> <p>Tab. 64 Ökofaktor ausgewählter POP Substanzen in UBP/g Substanz 146</p> <p>Tab. 65 Ökofaktor für Nitrat-N in Grundwasser in UBP/g NO₃--N sowie für Nitrat in Grundwasser in UBP/g NO₃- 149</p> <p>Tab. 66 Wirkungsmechanismen der bewerteten Bodenschadstoffe 152</p>	<p>Tab. 67 Berechnung des Normierungswertes für Schwermetalleintrag in den Boden aus den Werten für die atmosphärische Deposition und für den direkten Eintrag über Pestizide, Hofdünger, Mineraldünger und Klärschlamm 153</p> <p>Tab. 68 Ökofaktor für Blei in Boden in UBP/g Blei 154</p> <p>Tab. 69 Ökofaktor für Cadmium in Boden in UBP/g Cadmium 154</p> <p>Tab. 70 Ökofaktor für Kupfer in Boden in UBP/g Kupfer 154</p> <p>Tab. 71 Ökofaktor für Zink in Boden in UBP/g Zink 155</p> <p>Tab. 72 Ökofaktor für die Emission von Pflanzenschutzmitteln in den Boden in UBP/g Glyphosat-eq 158</p> <p>Tab. 73 Ökofaktoren ausgewählter PSM 159</p> <p>Tab. 74 Charakterisierungsfaktoren für erneuerbare und nicht-erneuerbare Energieträger, basierend auf Schweizerischem Bundesrat (2012) 161</p> <p>Tab. 75 Verbrauch von Endenergie nach Energieträgern in der Schweiz gemäss Energiestatistik 2010 (BFE 2011) und dessen Umrechnung in den charakterisierten Primärenergieverbrauch 162</p> <p>Tab. 76 Die Ökofaktoren für Primärenergieverbrauch gemäss den Zeitpunkten 2013 und 2050 in UBP/MJ Öl-eq. 163</p> <p>Tab. 77 Ökofaktor für den Verbrauch von Energieäquivalenten in UBP/MJ Öl-eq. berechnet aus den Zielen für 2013 und 2050 und interpoliert auf 2035 164</p> <p>Tab. 78 Ökofaktoren für erneuerbare Endenergie und nicht-erneuerbare Primärenergie in UBP/MJ erneuerbare bzw. nicht-erneuerbare Energie 164</p> <p>Tab. 79 Ökofaktoren für den Verbrauch von Primärenergieressourcen. Berechnung mit dem Ökofaktor aus Tab. 78 und den Energiewerten gemäss Hirschler et al. (2010) 165</p> <p>Tab. 80 Globale Charakterisierungsfaktoren (in m² SF-eq) ausgewählter Landnutzungstypen gemäss de Baan et al. (2012) 168</p>
---	--

Tab. 81	Ökofaktor für Landnutzung in UBP/m ² a SF-eq. Siedlungsfläche	169	Tab. 95	Durchschnittliche Ökofaktoren für die Süsswassernutzung in den Weltregionen in UBP/m ³ Süsswasser	186
Tab. 82	Verhältnis der Speziesdichten der Biome 1 bis 14 aus Kier et al. (2005) zur Speziesdichte in Biom 5	171	Tab. 96	Zuordnung ausgewählter Länder zu den Wasserknappheitskategorien	187
Tab. 83	Ökofaktoren ausgewählter Landnutzungstypen in UBP/m ² a für verschiedene Biome	171	Tab. 97	Elementarflüsse für eine vollständige Wasserbilanz von Prozessen	188
Tab. 84	Empfehlung für die Charakterisierung von «FSC-Wald» und «begrüntes Dach»	172	Tab. 98	Standardwerte für den Anteil verbrauchender Wassernutzung, anzuwenden auf bestehende Elementarflüsse im ecoinvent Datenbestand v2.2	189
Tab. 85	Empfohlene Zuordnung von Landnutzungskategorien und Elementarflüssen für Wald und landwirtschaftliche Flächen im ecoinvent Datenbestand v2.2	173	Tab. 99	Deponierte Abfallmengen in der Schweiz im Jahr 2011 und deren maximaler Kohlenstoffgehalt (Total Organic Carbon TOC)	191
Tab. 86	Charakterisierungsfaktoren für ausgewählte metallische und mineralische Ressourcen gemäss ihrer Knappheit, Referenzsubstanz ist Antimon (Sb). Komplette Liste im Anhang A7	175	Tab. 100	Ökofaktor für Kohlenstoff in Reaktordeponieabfällen in UBP/g C. Zudem sind Ökofaktoren für durchschnittliche Schlacke und übrige Reaktordeponieabfälle aufgeführt	191
Tab. 87	Ökofaktor für metallische und mineralische Ressourcen, Leitsubstanz ist Antimon; in UBP/g Sb-eq	176	Tab. 101	Ökofaktor für die Einlagerung von Sonderabfällen in Untertagedeponien in UBP/g und UBP/cm ³ Abfall	193
Tab. 88	Ökofaktoren für ausgewählte metallische und mineralische Ressourcen	177	Tab. 102	Radioaktive Abfallvolumen, RTI im Jahr 2029 (absolut und pro m ³ Abfall) und zum Zeitpunkt des Verschlusses des Endlagers für radioaktive Abfälle (Jahr 2115) und Charakterisierungsfaktoren	196
Tab. 89	Ökofaktor für den Abbau von Kies in UBP/g Kies	179	Tab. 103	Ökofaktor für hochaktive radioaktive Abfälle	198
Tab. 90	Begriffsdefinitionen gemäss FAO (2012)	181	Tab. 104	Ökofaktoren für kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) sowie für langlebige und/oder hochaktive Abfälle (BE/ATA/HAA) in UBP/cm ³ Abfall	198
Tab. 91	Berechnung der Gewichtungsfaktoren aus den Verhältnissen Wasserentnahme zu erneuerbarem Wasserangebot für die verschiedenen Wasserknappheitskategorien	183	Tab. 105	Anzahl der durch Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm stark gestörter Personen (sgP), aktueller Fluss, Quellen siehe Text	200
Tab. 92	Ökofaktor für den Verbrauch von schweizerischem Süsswasser in UBP/m ³ Süsswasser	183	Tab. 106	Anzahl der durch Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm stark gestörten Personen (sgP), kritischer Fluss, Quellen siehe Text	200
Tab. 93	Ökofaktoren für die verbrauchende Süsswassernutzung in Regionen mit unterschiedlicher Wasserknappheit in UBP/m ³ Süsswasser	184	Tab. 107	Ökofaktor für Strassenlärm, in UBP pro stark gestörte Person (sgP)	201
Tab. 94	Ökofaktor für Süsswasser unbekannter oder undifferenzierter Herkunft in UBP/m ³ Süsswasser – abgeleitet aus der Wasserknappheit in OECD & BRIC Ländern	185			

<p>Tab. 108 Ökofaktor für Eisenbahnlärm, in UBP pro stark gestörte Person (sgP) 201</p> <p>Tab. 109 Ökofaktor für Fluglärm, in UBP pro stark gestörte Person (sgP) 201</p> <p>Tab. 110 Elementarflüsse zur Implementierung des Lärmökofaktors auf Inventarebene 202</p> <p>Tab. 111 Berechnung des Lärmökofaktors verschiedener Verkehrsträger in UBP/km, UBP/pkm beziehungsweise UBP/tkm 203</p> <p>Tab. 112 Durchschnittliche Lärmemissionen der Verkehrsmittel 203</p> <p>Tab. 113 Faktor, mit welchem die Lärmkilometer bei einer entsprechenden Pegelabweichung vom Durchschnitt (siehe Tab. 112) multipliziert werden müssen 204</p> <p>Tab. 114 Bestimmung der Gewichtungsfaktoren einzelner VOC Substanzen im Grundwasser 206</p> <p>Tab. 115 Umrechnungsfaktoren für die Emissionen von Stickstoff- und Phosphorverbindungen und für COD/DOC 209</p> <p>Tab. 116 Ökofaktoren für Treibhausgase und Ozonschicht abbauende Substanzen 210</p> <p>Tab. 117 PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe) 213</p> <p>Tab. 118 Persistente organische Schadstoffe (POP), emittiert in Oberflächengewässer 214</p> <p>Tab. 119 Pflanzenschutzmittel 221</p> <p>Tab. 120 Biodiversity Damage Potentials, Charakterisierungs- und Ökofaktoren für Landnutzung im Biom 5 (in welchem unter anderem die Schweiz liegt) 230</p> <p>Tab. 121 Ökofaktoren 2013 für Landnutzung in den Biomen 1–7 232</p> <p>Tab. 122 Ökofaktoren 2013 für Landnutzung in den Biomen 8–14 234</p>	<p>Tab. 123 Charakterisierungs- und Ökofaktoren für die dissipative Nutzung von mineralischen Primärressourcen (Mineralien und Metalle) 236</p> <p>Tab. 124 Ökofaktoren für Süsswasserverbrauch in den OECD Staaten 238</p> <p>Tab. 125 Ökofaktoren für Süsswasserverbrauch in den Nicht-OECD Staaten 239</p>
--	--