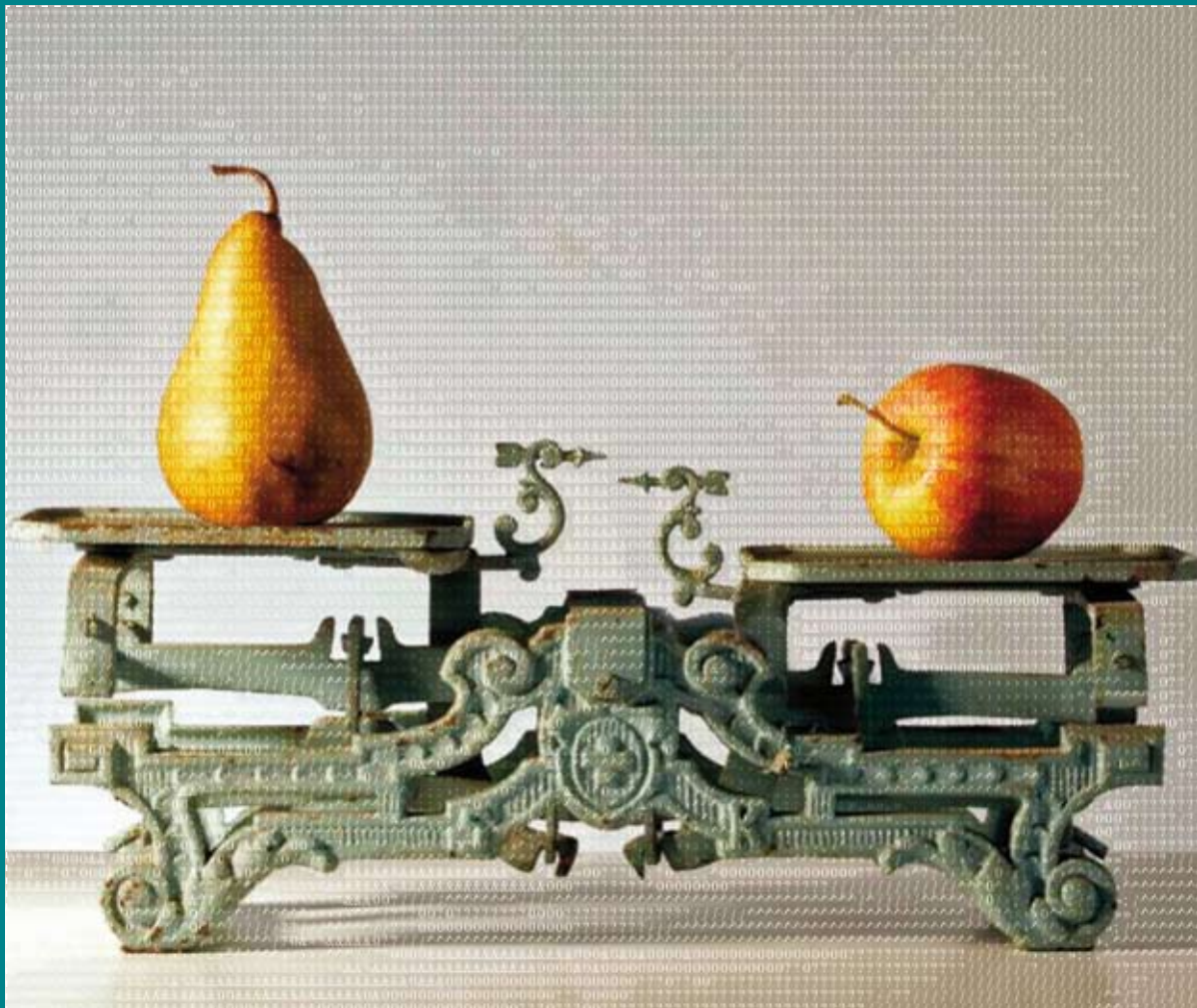


06
—
09

> Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006

Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

öbu
works for
sustainability.

06
—
09

> Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006

Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen

Die Ökofaktoren wurden auf der Basis der im Jahr 2006 aktuellsten verfügbaren Daten zur Immissionssituation in der Schweiz sowie der damals gültigen, rechtlich abgestützten schweizerischen Umweltqualitätsziele und -grenzwerte bestimmt.

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 der Studie

Rolf Frischknecht, Roland Steiner, Niels Jungbluth
(ESU-services GmbH)

Autor des Überblicks

Markus Ahmadi, ideja – Agentur für Kommunikation

Projektleitung

Arthur Braunschweig, E2 Management Consulting AG
Norbert Egli, BAFU
Gabi Hildesheimer, Öbu

Begleitgruppe

Patrik Burri, Credit Suisse Group
Fernand Hochenauer, CTW-Strassenbaustoffe
Roland Högger, Geberit International AG
Rudolf Sollberger, Basler Versicherungen
Adnan Ucar, Coop
Patrick Walser, Migros Genossenschafts-Bund

Dank der Herausgeber

Für Ideen, Anregungen, Vorarbeiten und Praxistests an: Fredy Dinkel,
Gabor Doka, Stefanie Hellweg, Harald Jenk, KBOB, Andreas Liechti,
Nobuyuki Miyazaki, Ruedi Müller-Wenk, Claude Siegenthaler
Für Kommentare, Anregungen und die finanzielle Unterstützung an: Basler
Versicherungen, Coop, Credit Suisse, CTW-Strassenbaustoffe AG, Geberit
International, Migros Genossenschafts-Bund

Zitiervorschlag

Frischknecht Rolf, Steiner Roland, Jungbluth Niels 2009: Methode
der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006. Methode für die
Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen. Umwelt-Wissen Nr. 0906.
Bundesamt für Umwelt, Bern: 188 S.

Gestaltung

Ursula Nöthiger-Koch, Uerkheim

Titelfoto

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.

Download PDF

www.umwelt-schweiz.ch/uw-0906-d

(eine gedruckte Fassung ist nicht erhältlich)

Code: UW-0906-D

Diese Publikation ist auch in englischer Sprache erhältlich
(UW-0906-E).

© BAFU 2009

> Inhalt

Abstracts	5	4	Emissionen in die Oberflächengewässer	101
Vorwort	7	4.1	Einleitung	101
Zusammenfassung	9	4.2	Stickstoff	103
Résumé	13	4.3	Phosphor	104
Summary	17	4.4	Organische Stoffe (BSB, CSB, DOC, TOC)	108
Das Wichtigste im Überblick	17	4.5	Schwermetalle und Arsen	111
		4.6	Radioaktive Emissionen in Meere	114
		4.7	AOX	119
		4.8	Chloroform	121
		4.9	PAK	122
		4.10	Benzo(a)pyren	124
		4.11	Hormonaktive Stoffe	125
1 Einleitung	42	5 Emissionen in Grundwasser	130	
1.1 Stellung der Methode in einer Ökobilanz	42	5.1 Einleitung	130	
1.2 Begriffe	42	5.2 Nitrat im Grundwasser	130	
1.3 Struktur des Berichtes	42			
2 Methodische Grundlagen	44	6 Emissionen in den Boden	132	
2.1 Die Methode der ökologischen Knappheit	44	6.1 Einleitung	132	
2.2 Grundsätze zur Herleitung von Ökofaktoren	52	6.2 Schwermetalle im Boden	134	
2.3 Grundsätze zur Anwendung der Ökofaktoren	57	6.3 Pflanzenschutzmittel (PSM)	138	
2.4 Datenqualität	59			
2.5 Charakterisierungen	60	7 Ressourcen	142	
3 Emissionen in die Luft	61	7.1 Übersicht	142	
3.1 Einleitung	61	7.2 Energieressourcen	142	
3.2 CO ₂ und weitere Treibhausgase	63	7.3 Landnutzung	147	
3.3 Ozonschichtabbauende Substanzen	68	7.4 Kiesabbau	152	
3.4 NMVOCs sowie weitere Substanzen mit photochemischem Ozonbildungspotential	76	7.5 Süßwasserverbrauch	153	
3.5 Stickoxide (NO _x)	78			
3.6 Ammoniak (NH ₃)	80	8 Abfälle	160	
3.7 SO ₂ und weitere versauernde Substanzen	82	8.1 Einleitung	160	
3.8 Partikel (I): PM ₁₀ , PM _{2.5} und PM _{2.5-10}	85	8.2 Kohlenstoff in Reaktordeponiegut	160	
3.9 Partikel (II): Dieselruss	89	8.3 Sonderabfälle in Untertagedeponie	162	
3.10 Kohlenmonoxid (CO)	91	8.4 Endlagerstätten radioaktiver Abfälle	163	
3.11 Benzol	91			
3.12 Dioxine und Furane (PCDD/PCDF)	93	9 Nicht berücksichtigt: Lärm	167	
3.13 Blei (Pb)	95			
3.14 Cadmium (Cd)	97			
3.15 Quecksilber (Hg)	98			
3.16 Zink (Zn)	99			

Anhang	168
A1 Umrechnungsfaktoren für Emissionen	168
A2 Ökofaktoren für Treibhausgase und ozonschichtzerstörende Substanzen	169
A3 PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)	172
A4 Pflanzenschutzmittel	173
A5 Ökofaktoren für Landnutzung	177
A6 Ökofaktoren für Süßwasserverbrauch in den OECD Staaten	179

Verzeichnisse	180
Abkürzungen	180
Abbildungen	181
Tabellen	181
Literatur	184

> Abstracts

Applied within the context of a life cycle assessment (LCA), the ecological scarcity method allows assessment of the impacts generated by the pressures identified in a life cycle inventory analysis. Eco-factors, expressed as eco-points per unit of pollutant emission or resource extraction, are the key parameter used by the method. The publication sets out how the eco-factors are determined, reflecting, on the one hand, the current emission situation, and, on the other hand, Swiss national policy targets as well as international targets supported by Switzerland. New statutory and political settings, new findings and experience, and the changing emission situation make it essential to adapt the eco-factors regularly. The present edition adjusts the eco-factor formula to the structure of the relevant ISO standard, updates the figures on which existing eco-factors are based, and takes account of new substances and resources.

Keywords:

LCA
eco-factors
assessment of impacts
life cycle inventory
eco-points

Die Methode der ökologischen Knappheit ermöglicht im Rahmen einer Ökobilanzierung die Wirkungsabschätzung von Sachbilanzen. Zentrale Grösse der Methode sind die Ökofaktoren, welche die Umweltbelastung einer Schadstoffemission resp. Ressourcenentnahme in der Einheit Umweltbelastungspunkte pro Mengeneinheit angeben. Die Publikation beschreibt die Herleitung der Ökofaktoren, die einerseits die aktuelle Emissionssituation und andererseits die schweizerischen oder von der Schweiz mitgetragenen internationalen Emissionsziele widerspiegeln. Aufgrund neuer gesetzlicher und politischer Rahmenbedingungen, neuer Erkenntnisse und Praxiserfahrungen sowie der sich ändernden Emissionssituation ist eine regelmässige Anpassung der Ökofaktoren nötig. Mit der vorliegenden Ausgabe wurden die Ökofaktorformel an die Struktur der ISO-Norm angepasst, die Datengrundlagen der bestehenden Ökofaktoren aktualisiert sowie neue Stoffe und Ressourcen berücksichtigt.

Stichwörter:

Ökobilanzierung
Ökofaktoren
Wirkungsabschätzung
Sachbilanzen
Umweltbelastungspunkte

La méthode de la saturation écologique permet d'évaluer l'impact des inventaires de cycle de vie lors d'un écobilan. Les écofacteurs constituent les variables centrales de la 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) par quantité de matière. La présente publication décrit comment les écofacteurs ont été obtenus, reflétant à la fois le niveau des émissions actuelles et les objectifs de la Suisse en la matière, qu'ils soient nationaux ou qu'ils découlent d'accords internationaux auxquels notre pays a adhéré. Les écofacteurs doivent régulièrement être mis à jour, pour tenir compte de la mutation du contexte légal et politique, des nouvelles connaissances et de l'expérience pratique accumulées, ainsi que de l'évolution des émissions elles-mêmes. La réédition actuelle a permis d'adapter la formule de l'écofacteur à la structure de la norme ISO 14040, de mettre à jour la base de données pour les écofacteurs existants et de prendre en compte de nouvelles substances et ressources.

Mots-clés:

écobilan
écofacteurs
impact des inventaires
écopoints

Nel quadro di un ecobilancio, il metodo della saturazione ecologica permette di valutare l'impatto degli inventari del ciclo di vita dei prodotti. Gli ecofattori costituiscono la variabile centrale di tale metodo: indicano l'impatto ambientale dovuto all'emissione di inquinanti o al consumo di risorse, che viene espresso in unità di impatto ambientale (o ecopunti) per quantità di materia. La presente pubblicazione illustra le modalità di calcolo degli ecofattori, le quali rispecchiano contemporaneamente il livello attuale delle emissioni e gli obiettivi della Svizzera in materia, siano essi nazionali o sostenuti dalla Svizzera nell'ambito di convenzioni internazionali. Gli ecofattori devono essere aggiornati periodicamente in seguito ai cambiamenti del contesto legale e politico, alle acquisizioni di nuove conoscenze, all'esperienza pratica accumulata e all'evoluzione delle emissioni. In questa nuova edizione, le formule degli ecofattori sono state adeguate alla struttura prevista dalla norma ISO 14040, i dati di basi degli ecofattori esistenti sono stati attualizzati e, infine, sono state incluse nuove sostanze e risorse.

Parole chiave:

ecobilancio

ecofattori

impatto ambientale

ecopunti

> Vorwort

Mit dem Inkrafttreten der revidierten Mineralölsteuergesetzgebung (MinöStG und MinöStV) per 1. Juli 2008 führte die Schweiz als weltweit erstes Land verbindliche ökologische und soziale Mindestanforderungen für die Förderung von Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen ein. Die Förderung besteht in einer finanziellen Erleichterung bei der Mineralölsteuer. Treibstoffe aus erneuerbaren Rohstoffen sollen aber bei der Mineralölsteuer nur dann eine Erleichterung erfahren, wenn für sie «der Nachweis einer positiven ökologischen Gesamtbilanz» erbracht ist und sie unter sozial annehmbaren Produktionsbedingungen hergestellt wurden. Die «Verordnung über den Nachweis der positiven ökologischen Gesamtbilanz von Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen» (TrÖbiV) legt fest, wie dieser Nachweis zu führen ist und wie er überprüft wird. Zur Überprüfung erstellt das Bundesamt für Umwelt (BAFU) unter anderem eine Ökobilanz. Diese basiert auf der Methode der ökologischen Knappheit zur Beurteilung der Umwelteinwirkungen mittels so genannter Umweltbelastungspunkte (UBP). Damit rückt diese Ökobilanzierungsmethode ins Zentrum des allgemeinen Interesses.

Die Methode der ökologischen Knappheit wurde 1990 ursprünglich auf privater Initiative entwickelt und ist seither einmal aktualisiert worden. Das BAFU hat die von ihm anerkannte Methode mit Daten über den jeweils aktuellen Umweltzustand und mit den geltenden rechtlich verankerten Umweltzielsetzungen bedient sowie die methodische Weiterentwicklung massgebend gefördert.

Durch die zunehmende Bedeutung, die dem Instrument der Ökobilanzierung und insbesondere der UBP-Methode als einem Entscheidungselement in politischen Fragestellungen zukommt, ist es wichtig, diese Methode nicht allein Fachspezialisten, sondern auch einem grösseren Publikum zugänglich zu machen. Das BAFU hat daher den von Öbu bereits veröffentlichten Bericht zur Methode der ökologischen Knappheit mit den aktualisierten – zum Teil auch neuen – Ökofaktoren mit Bezugsjahr 2006 mit einer ausführlichen Zusammenfassung «Das Wichtigste im Überblick» ergänzt. Damit die Methode auch im Ausland, woher solche Treibstoffe importiert werden können, leichter nachvollzogen werden kann, wird dieser erweiterte Bericht auch in englischer Sprache veröffentlicht.

Die letzte vom BAFU in der Schriftenreihe Umwelt als Nr. 297 publizierte Fassung «Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit, Ökofaktoren 1997» war in die Jahre gekommen. Die politischen und gesetzgeberischen Bedingungen hatten sich in der Zwischenzeit ebenso verändert wie die Emissionssituation. Neu eingeführte Massnahmen haben zu Emissionsreduktionen geführt; neue Umweltziele sind dazugekommen. Eine Überarbeitung der Methode war daher angezeigt.

Die jüngste Überarbeitung bezieht das Fachwissen auf drei Ebenen mit ein: vom BAFU das politische Wissen über die Umweltziele und die aktuelle Umweltsituation, von Seiten Öbu und weiteren Unternehmen die Erfahrungen und Bedürfnisse der

Anwender von Ökobilanzen und schliesslich das Ökobilanzfachwissen von spezialisierten Beratungsbüros. Das Projektteam wurde durch mehrere Personen mit ihrem Fachwissen und der Bereitstellung von Daten unterstützt. Mehrere Organisationen und Firmen führten ausführliche Praxistests durch, trugen Kommentare aus Sicht der Ökobilanzanwender bei oder leisteten massgebliche finanzielle Beiträge. Allen diesen Partnern und dem Projektteam sei an dieser Stelle bestens gedankt.

Gérard Poffet
Vizedirektor
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

> Zusammenfassung

Ökobilanzen von Produkten, Prozessen oder Unternehmen 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) nach dem «Distance-to-target»-Prinzip. Zentrale Grösse der Methode sind die Ökofaktoren, welche die Umweltbelastung einer Schadstoffemission resp. Ressourcenentnahme in der Einheit Umweltbelastungspunkte 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.

Die in der ersten Aktualisierung (Brand et al. 1998) für verschiedene Umwelteinwirkungen vorgeschlagenen Ökofaktoren werden 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 haben die nun vorliegende Überarbeitung nötig gemacht. Im Rahmen dieser Überarbeitung wurde die Ökofaktor-Formel an die Struktur der ISO-Norm angepasst (Elemente Charakterisierung, Normierung, Gewichtung). Die Auswahl der bewerteten Stoffe wurde nochmals erweitert. Die Daten- und Informationsgrundlagen der bestehenden Ökofaktoren wurden überprüft und aktualisiert. Nachfolgend werden die wichtigsten Änderungen zusammengefasst:

- > In der **Ökofaktor-Formel** wird durch eine leicht veränderte mathematische Darstellung der Charakterisierungsschritt neu explizit aufgeführt, und für die Normierung werden neu wie heute üblich die aktuellen Emissionen herangezogen. Dadurch wird der Gewichtungsfaktor (Verhältnis von aktuellem Fluss zu kritischem Fluss) quadratisch dargestellt. Im Ergebnis sind die alte und neue Formeldarstellung bei gleicher Datengrundlage identisch.
- > Bei **CO₂ und Energie** wird das Fernziel des Bundes (1 Tonne CO₂ beziehungsweise 2000 W pro Kopf) auf einen in der Gesetzgebung üblichen Zeithorizont von 2030 interpoliert.
- > Bei den Luftschadstoffen werden zusätzlich Ökofaktoren für **Benzol, Dioxin und Dieselruß** unter Anwendung des im Umweltschutzgesetz verankerten Vorsorgeprinzips bereitgestellt.
- > Bei den **Schwermetallemissionen** (sowohl in die Luft als auch in den Boden) wird neu die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit als Ziel verwendet.

- > Die Ökofaktoren können bei Bedarf und Datenverfügbarkeit neu auf der Basis von regionalen Knappheiten ermittelt werden. Dieses Prinzip wird für **Phosphor** in schweizerischen Oberflächengewässern angewendet.
- > Aktuelle Forschungsergebnisse erlauben das Bereitstellen eines Ökofaktors (inkl. Charakterisierung) für **hormonaktive Substanzen** (östrogene Aktivität) in Gewässern. Damit wird erstmals dem zunehmend wichtigen Bereich der Mikroverunreinigungen in Gewässern Rechnung getragen.
- > Auf der Basis internationaler Abkommen zum Schutze der Nordsee können neu auch Ökofaktoren für die Einleitung **radioaktiver Isotope in die Meere** bereit gestellt werden (ebenfalls mit Charakterisierung).
- > In manchen Gegenden der Welt ist **Süßwasser** eine knappe Ressource. Deshalb werden neu Ökofaktoren eingeführt, die sich an der regionalen Knappheit dieser Ressource orientieren.
- > In der Schweiz werden die abbaubaren Kiesreserven (auf Grund der zulässigen Landnutzung) zunehmend knapp. Darum wurde neu ein Ökofaktor für **Kies** eingeführt.
- > Neu werden Ökofaktoren für die **Landbeanspruchung** ausgewiesen. Die Charakterisierung erfolgt auf der Basis der Auswirkungen von Landnutzungen auf die Pflanzenbiodiversität.
- > Neu wird der in **Reaktordeponien** einzulagernde Abfall über den im Abfall enthaltenen Kohlenstoff bewertet. Das bisher bei allen Deponietypen verwendete Prinzip der Bewertung des Deponievolumens wird fallen gelassen. Das Deponievolumen wird lediglich verwendet zur Bewertung der Endlagerung von **radioaktiven Abfällen** und der Untertagedeponie von **Sonderabfällen**.

Übersicht Ökofaktoren 2006

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 A5). Die Spalte «Normierungsfluss» stellt die heutige Emissionssituation (gemäss den 2006 verfügbaren Daten) dar. Die Spalte «Aktueller Fluss» stellt die Referenzgrösse dar. Sie ist meist identisch mit dem Normierungsfluss. Die Spalte «Kritischer Fluss» repräsentiert das politisch gesetzte Ziel. Ist der kritische Fluss grösser als der aktuelle Fluss, unterschreitet die aktuelle Situation das Ziel.

Tab. A > Übersicht Ökofaktoren 2006

	Normierungsfluss		Aktueller Fluss	Kritischer Fluss	Ökofaktor 2006	UBP pro
Emissionen in die Luft						
CO ₂	53 034 000 t CO ₂ -eq		45 436 000	11 183 000 ¹ t CO ₂	0.31	g CO ₂ -eq
Ozonschichtabbauende Substanzen	391 t R11-eq		391	188 t R11-eq	11 000	g R11-eq
NMVOC	116 000 t		116 000	81 000 t	18	g
NO _x	91 000 t		91 000	45 000 t	45	g
NH ₃ (als N)	44 000 t		44 000	25 000 t	70	g N
SO ₂	19 000 t SO ₂ -eq		19 000	25 000 t	30	g SO ₂ -eq
PM _{2.5-10}	22 000 t		9 255	5 048 ² t	150	g
PM _{2.5}	22 000 t		12 745	6 952 ² t	150	g
Dieseleruss	3 400 t		3 400	450 t	17 000	g
Benzol	1 055 t		1 055	525 t	3 800	g
Dioxine und Furane	67.5 g		67.5	34.5 g	5.7E+10	g
Blei	91 t		91	58 ³ t	27 000	g
Cadmium	2.00 t		2.00	2.08 ³ t	460 000	g
Quecksilber	1.02 t		1.02	2.22 t	210 000	g
Zink	560 t		560	359 ³ t	4 400	g
Emissionen in Oberflächengewässer						
Stickstoff (als N)	31 360 t		24 827	17 510 t	64	g N
Phosphor (als P)	1 694 t		28.6	20 mg/m ³	1 200	g P
CSB	47 700 t		47 700	144 000 t	2.3	g
Arsen	8.6 t		10.5	40 mg/kg	8 000	g
Blei	32 t		38	100 mg/kg	4 400	g
Cadmium	0.61 t		0.42	1.0 mg/kg	290 000	g
Chrom	25 t		44	100 mg/kg	7 600	g
Kupfer	74 t		51	50 mg/kg	14 000	g
Nickel	84 t		38	50 mg/kg	6 800	g
Quecksilber	0.20 t		0.21	0.50 mg/kg	880 000	g
Zink	167 t		182	200 mg/kg	5 000	g
Radioaktive Emissionen	2 000 GBq C14-eq		96	64.1 TBq	1 100	kBq C14-eq
AOX (als Cl)	288 t		288	1 200 t	200	g Cl
Chloroform	1.5 t		0.04	0.60 mg/m ³	1 500	g
PAK	0.144 t		0.004	0.1 mg/m ³	11 000	g
Benzo(a)pyren (BaP)	0.048 t		0.001	0.01 mg/m ³	210 000	g
Hormonaktive Stoffe	5.0 kg E2-eq		5.0	24.0 kg E2-eq	8 700 000	g E2-eq
Emissionen in Grundwasser						
Stickstoff (als N)	34 000 t		34 000	17 000 t	120	g N

	Normierungsfluss	Aktueller Fluss	Kritischer Fluss	Ökofaktor 2006	UBP pro
Emissionen in den Boden					
Blei	79.9 t	30.3	19.4 g/ha.a	31 000	g
Cadmium	2.98 t	1.25	1.30 g/ha.a	310 000	g
Kupfer	120 t	73.4	58.0 g/ha.a	13 000	g
Zink	870 t	473	303 g/ha.a	2 800	g
Pflanzenschutzmittel (PSM)	1 507 t PSM-eq	1 577	1 500 t	730	g PSM-eq
Ressourcen					
Primärenergieträger	1 030 PJ-eq	1 169	636 1 PJ	3.3	MJ-eq
Landnutzung, Siedlungsfläche	3 378 km ² .a-eq	2 791	3 224 km ² .a	220	m ² .a-eq
Süßwasser Schweiz	2.57 km ³	2.57	10.7 km ³	22	m ³
Süßwasser OECD	2.57 km ³	1 020	2 040 km ³	97	m ³
Kies	34 000 000 t	34 000 000	34 000 000 t	0.029	g
Abfälle					
C in Reaktordeponie	97 410 t	97 410	79 420 t	15	g C
Sonderabfälle in Untertagedeponien	36 900 t	36 900	36 900 t	27	g
hochradioaktive Abfälle	218 m ³	218	109 m ³	18 000	cm ³
Schwach-/mittelradioaktive Abfälle	1 230 m ³	1 230	615 m ³	3 300	cm ³

¹ Wert ermittelt durch Interpolation zwischen Zielsetzung 2010 und 2050

² Wert abgeleitet aus kritischem Fluss PM10 und Anteil PM2.5

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

Zeitlicher Bezugsrahmen: es liegen die im Jahr 2006 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.

> Résumé

Selon la norme ISO 14040, l'analyse du cycle de vie de produits, de processus ou d'entreprise est structurée en 4 phases:

- > détermination des buts et des cadres de recherche,
- > analyse de l'inventaire,
- > évaluation de l'impact
- > interprétation.

La méthode de la saturation écologique permet d'évaluer l'impact des inventaires de cycle de vie, selon le principe de leur distance à la cible (en anglais, «distance to target»). Les écofacteurs constituent les variables centrales de la 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) par quantité de matière. Leur calcul se base principalement sur le niveau actuel des émissions ainsi que sur les objectifs environnementaux de la Suisse, qu'ils soient nationaux ou qu'ils découlent d'accords internationaux auxquels notre pays a adhéré.

Les écofacteurs proposés selon la première actualisation pour les différents impacts environnementaux (Brand et al. 1998) sont de plus en plus employés. L'actualisation présente est devenue nécessaire suite aux nouveaux résultats scientifiques, aux nouveaux fondements légaux et politiques, aux nouveaux accords internationaux, aux expériences pratiques et aux développements des normes internationales. La formule de l'écofacteur a été structurellement adaptée et inclue les éléments: caractérisation, normalisation et pondération. Le choix des matières analysées a été élargi et les bases de données et d'informations des facteurs existants ont été vérifiées et actualisées. Voici un bref résumé des changements les plus importants qui ont eu lieu:

- > La formule de l'écofacteur a été légèrement remaniée au niveau de sa représentation mathématique. La caractérisation a été introduite et la normalisation se base sur les émissions actuelles. Le facteur de pondération (ratio des flux actuels versus des flux critiques) est élevé au carré. En employant la nouvelle formule ou l'ancienne avec une même base de données, les écofacteurs restent identiques.
- > Pour le CO₂ et l'énergie, les buts (1 tonne de CO₂ ou de 2000 W par habitant) à long terme de la confédération ont été interpolés à 2030 selon l'horizon prévu par la législation.
- > En ce qui concerne les polluants atmosphériques, des écofacteurs supplémentaires ont été établis pour le benzène, la dioxine et les particules de diesel. Ceux-ci se basent sur le principe de précaution dicté dans la loi sur la protection de l'environnement.
- > Pour les émissions atmosphériques et terrestres des métaux lourds, les buts ont été alignés à ceux utilisés pour la conservation à long terme de la fertilité des sols.

- > Les écofacteurs peuvent, si le besoin se fait ressentir et si les données sont disponibles, être établis selon les spécificités régionales. Ce principe est appliqué au phosphore présent dans les eaux de surface en Suisse.
- > Les résultats scientifiques actuels ont permis l'établissement d'un écofacteur sur les micro-polluants (mesurant l'activité oestrogénique) introduits dans les eaux. Ainsi, pour la première fois, les calculs portent aussi sur les micro-polluants qui deviennent de plus en plus importants.
- > Sur la base des accords internationaux pour la protection de la mer du Nord, de nouveaux écofacteurs ont été créés pour l'introduction des isotopes radioactifs en mer (la caractérisation y est incluse).
- > Dans certaines régions du monde, les eaux douces sont une ressource limitée. Pour cette raison, un écofacteur portant sur ces limites régionales a été introduit.
- > Les réserves de gravier en Suisse diminuent (selon les zones autorisées) de plus en plus et un nouvel écofacteur lui a été alloué.
- > Nouvellement des écofacteurs sont déterminés pour l'utilisation du sol. La caractérisation se fait sur la base des impacts de l'utilisation des sols sur la biodiversité des plantes.
- > Les déchets bioactifs sont dorénavant évalués selon leur teneur carbonique. Jusqu'à présent seul le volume de tous les déchets déchargés était pris en compte. Le volume de stockage reste uniquement employé pour le stockage souterrain des déchets radioactifs et des déchets spéciaux.

Aperçu des écofacteurs 2006

Le tableau suivant montre les écofacteurs selon la situation suisse. Des écofacteurs supplémentaires, définis par la normalisation, se trouvent dans les annexes de 2 à 5. La colonne «flux de normalisation» présente la situation actuelle des émissions. La colonne «flux actuel» sert de référence et est la plupart du temps égale au flux de normalisation. La colonne des «flux critiques» représente les buts politiques. Si le flux critique est supérieur au flux actuel, la situation actuelle correspond au but politique.

Tab. A > Aperçu des écofacteurs 2006

	Flux de normalisation		Flux actuel		Flux critique		Ecofacteur 2006	UBP par
Emissions dans l'air								
CO ₂	53 034 000	t CO ₂ -eq	45 436 000	11 183 000 ¹	t CO ₂	0.31	g CO ₂ -eq	
Substances appauvrissant la couche d'ozone	391	t R11-eq	391	188	t R11-eq	11 000	g R11-eq	
NMVOC	116 000	t	116 000	81 000	t	18	g	
NO _x	91 000	t	91 000	45 000	t	45	g	
NH ₃ (en N)	44 000	t	44 000	25 000	t	70	g N	
SO ₂	19 000	t SO ₂ -eq	19 000	25 000	t	30	g SO ₂ -eq	
PM2.5-10	22 000	t	9 255	5 048 ²	t	150	g	
PM2.5	22 000	t	12 745	6 952 ²	t	150	g	
Particules de diesel	3 400	t	3 400	450	t	17 000	g	
Benzène	1 055	t	1 055	525	t	3 800	g	
Dioxines et Furanes	67.5	g	67.5	34.5	g	5.7E+10	g	
Plomb	91	t	91	58 ³	t	27 000	g	
Cadmium	2.00	t	2.00	2.08 ³	t	460 000	g	
Mercure	1.02	t	1.02	2.22	t	210 000	g	
Zinc	560	t	560	359 ³	t	4 400	g	
Emissions dans les eaux de surface								
Azote (comme N)	31 360	t	24 827	17 510	t	64	g N	
Phosphore (en P)	1 694	t	28.6	20	mg/m ³	1 200	g P	
DCO	47 700	t	47 700	144 000	t	2.3	g	
Arsenic	8.6	t	10.5	40	mg/kg	8 000	g	
Plomb	32	t	38	100	mg/kg	4 400	g	
Cadmium	0.61	t	0.42	1.0	mg/kg	290 000	g	
Chrome	25	t	44	100	mg/kg	7 600	g	
Cuivre	74	t	51	50	mg/kg	14 000	g	
Nickel	84	t	38	50	mg/kg	6 800	g	
Mercure	0.20	t	0.21	0.50	mg/kg	880 000	g	
Zinc	167	t	182	200	mg/kg	5 000	g	
Emissions radioactives	2 000	GBq C14-eq	96	64.1	TBq	1 100	kBq C14-eq	
AOX (en Cl ⁻)	288	t	288	1 200	t	200	g Cl	
Chloroforme	1.5	t	0.04	0.60	mg/m ³	1 500	g	
HAP	0.144	t	0.004	0.1	mg/m ³	11 000	g	
benzo[a]pyrène	0.048	t	0.001	0.01	mg/m ³	210 000	g	
Perturbateurs endocriniens	5.0	kg E2-eq	5.0	24.0	kg E2-eq	8 700 000	g E2-eq	
Emissions dans les eaux souterraines								
Azote (en N)	34 000	t	34 000	17 000	t	120	g N	

	Flux de normalisation	Flux actuel	Flux critique	Ecofacteur 2006	UBP par
Emissions dans le sol					
Plomb	79.9 t	30.3	19.4 g/ha.a	31 000	g
Cadmium	2.98 t	1.25	1.30 g/ha.a	310 000	g
Cuivre	120 t	73.4	58.0 g/ha.a	13 000	g
Zinc	870 t	473	303 g/ha.a	2 800	g
Pesticides	1 507 t PSM-eq	1 577	1 500 t	730	g PSM-eq
Ressources					
Source d'énergie primaire	1 030 PJ-eq	1 169	636 1 PJ	3.3	MJ-eq
Affectation des sols, agglomération	3 378 km ² .a-eq	2 791	3 224 km ² .a	220	m ² .a-eq
Eaux douces suisses	2.57 km ³	2.57	10.7 km ³	22	m ³
Eaux douces OCDE	2.57 km ³	1 020	2 040 km ³	97	m ³
Gravier	34 000 000 t	34 000 000	34 000 000 t	0.029	g
Déchets					
C dans les décharges	97 410 t	97 410	79 420 t	15	g C
Déchets spéciaux dans les décharges souterraines	36 900 t	36 900	36 900 t	27	g
Déchets fortement radioactifs	218 m ³	218	109 m ³	18 000	cm ³
Déchets faiblement et moyennement radioactif	1 230 m ³	1 230	615 m ³	3 300	cm ³

¹ Valeur calculée par interpolation entre les buts pour 2010 et 2050

² Valeur déduite du flux critique PM10 et en partie de PM2.5

³ Valeur calculée de la relation entre flux actuel et flux critique des émissions dans le sol.

Cadre temporel: les chiffres sont basées sur les données disponibles en 2006.

Précision des données: Les flux ne sont pas arrondis, pour faciliter leurs traçabilité dans les publications sources. Les facteurs de pondération, par contre, sont arrondis à deux chiffres significatifs.

> Summary

According to ISO Standard 14040, the life cycle assessment (LCA) of products, processes or companies comprises four phases:

- > Goal and scope definition
- > Inventory analysis
- > Impact assessment and
- > Interpretation.

The “ecological scarcity” method permits impact assessment of life cycle inventories according to the “distance to target” principle. Eco-factors, expressed as eco-points per unit of pollutant emission or resource extraction, are the key parameter used by the method. With that method, eco-factors are determined by the current emissions situation and, secondly, by the political targets set by Switzerland or by international policy and supported by Switzerland. The method was first published in 1990.

The eco-factors proposed for various environmental impacts in the first update of the method (Brand et al. 1998) are used widely. The fresh update presented here became necessary to reflect new scientific findings, new statutory and political targets, new international agreements, developments in international standardization and experience gathered in practice. As a part of this revision, the eco-factor formula has been adjusted to the structure of the ISO standard (with its elements of characterization, normalization and weighting). The set of substances assessed has been further enlarged. The data and information on which the existing eco-factors were based was checked and updated. The key changes made are as follows:

- > The mathematical representation of the **ecofactor formula** has been slightly modified. The characterization step is now made explicit. In addition, normalization is now based on current emissions, as has become common practice. As a consequence the weighting factor (ratio of current to critical flow) is squared. With both the old and new formula representation, the resulting eco-factors remain identical if the data is the same.
- > With regard to **CO₂ and energy**, the long-term target of the Swiss confederation (1 tonne CO₂ or 2000 W per capita) was interpolated for the year 2030, which is a common time horizon of Swiss legislation.
- > With regard to air pollutants, new eco-factors were determined for **benzene, dioxin and diesel soot**, based on the precautionary principle enshrined in the Swiss Environmental Protection Act.
- > For **heavy metal emissions** (both to air and to soil), the long-term maintenance of soil fertility is now used as the new target.
- > Eco-factors can now be defined according to regional scarcities, if needed and if regional data are available. This principle is applied to **phosphorus and emissions** to Swiss surface waters.

- > Recent reeseach findings allow the establishment of an eco-factor (incl. characterization) for **endocrine disruptors** (measured as oestrogen activity) in waters. Account is thus taken for the first time of micropollutants in waters, an issue that is gaining importance.
- > A further new feature is that eco-factors can be established for discharges of **radioactive isotopes** to the seas (again including characterization); this is based on international agreements for the protection of the North Sea.
- > In some parts of the world **freshwater** is a scarce resource. Therefore new eco-factors have been introduced that are oriented to the regional scarcity of this resource.
- > In Switzerland, extractable **gravel** reserves are becoming decreasing scarce (due to permissible land uses). A new eco-factor for **gravel** was therefore introduced.
- > New eco-factors were introduced for **land use**. Characterization is based on the impacts of land uses upon plant biodiversity.
- > A new feature concerning the assessment of **bioreactive landfills** is that the wastes consigned to them are assessed on the basis of their carbon content. Previously, landfill types were assessed on the basis of landfill volume; this practice has been discontinued. Landfill volume is now only used to assess the final storage of **radioactive wastes** and underground disposal of **hazardous wastes**.

Overview of eco-factors for 2006

The following table lists the eco-factors according to the Swiss situation. Annexes A2 to A5 present the factors for further substances determined by characterization. The “**normalization flow**” column states today’s emission situation (in accordance with the data available in 2006). The “**current flow**” column presents the reference quantity, which in most cases is identical to the normalization flow. The “**critical flow**” column represents the **political target**. If the critical flow is larger than the current flow, then today’s situation is in accordance with the target.

Tab. A > Overview of eco-factors for 2006

	Normalization flow		Current flow		Critical flow		Ecofactor 2006	UBP per
Emissions to air								
CO ₂	53 034 000	t CO ₂ -eq	45 436 000	11 183 000 ¹	t CO ₂	0.31	g CO ₂ -eq	
Ozone-depleting substances	391	t R11-eq	391	188	t R11-eq	11 000	g R11-eq	
NM VOC	116 000	t	116 000	81 000	t	18	g	
NO _x	91 000	t	91 000	45 000	t	45	g	
NH ₃ (as N)	44 000	t	44 000	25 000	t	70	g N	
SO ₂	19 000	t SO ₂ -eq	19 000	25 000	t	30	g SO ₂ -eq	
PM _{2.5-10}	22 000	t	9 255	5 048 ²	t	150	g	
PM _{2.5}	22 000	t	12 745	6 952 ²	t	150	g	
Diesel soot	3 400	t	3 400	450	t	17 000	g	
Benzene	1 055	t	1 055	525	t	3 800	g	
Dioxins and Furans	67.5	g	67.5	34.5	g	5.7E+10	g	
Lead	91	t	91	58 ³	t	27 000	g	
Cadmium	2.00	t	2.00	2.08 ³	t	460 000	g	
Mercury	1.02	t	1.02	2.22	t	210 000	g	
Zinc	560	t	560	359 ³	t	4 400	g	
Emissions to surface waters								
Nitrogen (as N)	31 360	t	24 827	17 510	t	64	g N	
Phosphorus (as P)	1 694	t	28.6	20	mg/m ³	1 200	g P	
COD	47 700	t	47 700	144 000	t	2.3	g	
Arsenic	8.6	t	10.5	40	mg/kg	8 000	g	
Lead	32	t	38	100	mg/kg	4 400	g	
Cadmium	0.61	t	0.42	1.0	mg/kg	290 000	g	
Chromium	25	t	44	100	mg/kg	7 600	g	
Copper	74	t	51	50	mg/kg	14 000	g	
Nickel	84	t	38	50	mg/kg	6 800	g	
Mercury	0.20	t	0.21	0.50	mg/kg	880 000	g	
Zinc	167	t	182	200	mg/kg	5 000	g	
Radioactive emissions	2 000	GBq C14-eq	96	64.1	TBq	1 100	kBq C14-eq	
AOX (as Cl-)	288	t	288	1 200	t	200	g Cl	
Chloroform	1.5	t	0.04	0.60	mg/m ³	1 500	g	
PAHs	0.144	t	0.004	0.1	mg/m ³	11 000	g	
Benzo(a)pyrene	0.048	t	0.001	0.01	mg/m ³	210 000	g	
Endocrine disruptors	5.0	kg E2-eq	5.0	24.0	kg E2-eq	8 700 000	g E2-eq	
Emissions to groundwater								
Nitrogen (as N)	34 000	t	34 000	17 000	t	120	g N	

	Normalization flow		Current flow	Critical flow		Ecofactor 2006	UBP per
Emissions to soil							
Lead	79.9	t	30.3	19.4	g/ha.a	31 000	g
Cadmium	2.98	t	1.25	1.30	g/ha.a	310 000	g
Copper	120	t	73.4	58.0	g/ha.a	13 000	g
Zinc	870	t	473	303	g/ha.a	2 800	g
Plant protection products	1 507	t PPP-eq	1 577	1 500	t	730	g PPP-eq
Resources							
Primary energy carriers	1 030	PJ-eq	1 169	636 ¹	PJ	3.3	MJ-eq
Land use, settlement area	3 378	km ² .a-eq	2 791	3 224	km ² .a	220	m ² .a-eq
Freshwater Switzerland	2.57	km ³	2.57	10.7	km ³	22	m ³
Freshwater OECD	2.57	km ³	1 020	2 040	km ³	97	m ³
Gravel	34 000 000	t	34 000 000	34 000 000	t	0.029	g
Wastes							
C to landfill	97 410	t	97 410	79 420	t	15	g C
Hazardous wastes to underground repositories	36 900	t	36 900	36 900	t	27	g
High-level radioactive wastes	218	m ³	218	109	m ³	18 000	cm ³
Low/medium-level radioactive wastes	1 230	m ³	1 230	615	m ³	3 300	cm ³

¹ Value calculated by interpolation between targets for 2010 and 2050

² Value derived from PM10 critical flow and PM2.5 proportion

³ Value calculated from ratio of current to critical flow of emissions to soil

Temporal reference: The figures are based on the data available in 2006.

On data accuracy: The flows are not rounded, thus allowing for optimal traceability in source texts. Scarcity and weighting factors are rounded to two digits.

> Das Wichtigste im Überblick

Einleitung

Die per 1. Juli 2008 in Kraft getretene revidierte Schweizer Mineralölsteuerverordnung¹ bestimmt: «Für die Steuererleichterung für Treibstoffe aus erneuerbaren Rohstoffen muss nachgewiesen werden, dass diese Treibstoffe die Mindestanforderungen an die positive ökologische Gesamtbilanz erfüllen.» Damit wird erstmals auf Verordnungsstufe die Ökobilanzierung eines Produkts, in diesem Fall der so genannten Agro- oder Biotreibstoffe, ausdrücklich verlangt. Da mit zunehmender Bedeutung der Ökobilanzierung ein grösseres Interesse an der zugrunde liegenden Methode über Expertenkreise hinaus zu erwarten ist, möchte das Bundesamt für Umwelt BAFU mit diesem einführenden Kapitel «Das Wichtigste im Überblick» den Inhalt der sich primär an Fachleute richtenden Folgekapitel dem interessierten Publikum zugänglich machen. Im ersten Teil dieses einführenden Überblicks wird die Methode der Ökobilanzierung kurz vorgestellt, im zweiten Teil wird die generelle Herleitung der Ökofaktoren erläutert, während im dritten und umfangreichsten Teil die einzelnen, mit einem Ökofaktor bewerteten Schadstoffe resp. Ressourcen beschrieben sind. (Der Inhalt der Folgekapitel entspricht dann im Wesentlichen der Fachpublikation «Ökobilanzen: Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006» (Öbu SR 28/2008).)

Ökobilanz

Ökobilanzen sind Entscheidungshilfen für Unternehmen, Organisationen und Behörden, die Prozesse, Produkte, Standorte oder ganze Unternehmen in ökologischer Hinsicht analysieren möchten. Mittels Ökobilanzstudien können Umweltrelevanz und Optimierungspotenzial von Prozessen ermittelt, Grundlagen für Variantenentscheide geschaffen, Leistungen ausgewiesen und die Sensibilisierung von Beteiligten und Betroffenen für Umweltthemen gefördert werden. In einer Ökobilanz werden die entlang des Lebenswegs eines Produktes auftretenden Umweltbelastungen erfasst und bewertet. Zum Lebensweg gehören das Gewinnen von Ressourcen, deren Veredelung zu Halbfabrikaten, das Herstellen von Produkten, deren Nutzung während ihrer Funktionsdauer und das anschliessende Entsorgen oder Rezyklieren. Die zwischen den einzelnen Schritten erforderlichen Transporte werden ebenfalls einbezogen. Ökobilanzen werden in den folgenden vier Schritten erstellt:

1. Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

Bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens ist die Frage der Systemgrenzen wichtig: Wie weit wird der Gegenstand untersucht? Werden auch vor- und nachgelagerte Prozesse miteinbezogen? Werden z. B. beim Vergleich von Einweg- und Mehrwegverpackungen auch Rücktransport und Reinigungsaufwand berücksichtigt? Betroffene Annahmen und Untersuchungseinschränkungen werden offengelegt.

¹ Mineralölsteuerverordnung (MinöStV) vom 20. November 1996 (Stand am 1. Juli 2008). Die Anforderungsdetails sind in der «Verordnung des UVEK über den Nachweis der positiven ökologischen Gesamtbilanz von Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen (Treibstoffökobilanz-Verordnung; TrÖbiv)» geregelt.

2. Erstellen einer Sachbilanz

In der Sachbilanz werden die innerhalb des Untersuchungsrahmens benötigten Rohstoff- und Energiemengen sowie die Emissionen jedes einzelnen für die Herstellung eines Produktes benötigten Prozesses erfasst. So wird beispielsweise ermittelt, dass auf dem Lebensweg eines Produktes unter anderem 130 kg Kohlendioxid (CO₂), 3 kg Methan (CH₄) und 45 Gramm Stickoxide (NO_x) freigesetzt werden. Das Erstellen von Sachbilanzen verlangt die Erhebung detaillierter Umwelt- und Produktdaten, die oft in so genannten Ökoinventaren aufgelistet sind.

3. Wirkungsabschätzung

In der Wirkungsabschätzung werden die Ergebnisse der Sachbilanz hinsichtlich ihrer Umwelt- und Gesundheitswirkungen bewertet. Dies kann auf mehrere Arten geschehen. Der in der Sachbilanz ermittelte Ressourcenverbrauch und die Schadstoffemissionen können mit Hilfe von Bewertungsfaktoren zu einem einzigen oder mehreren Indikatoren zusammengefasst werden. So wird das relative Treibhauspotenzial der verschiedenen Treibhausgase (im Beispiel Kohlendioxid und Methan) auf Basis einer einheitlichen Grösse (hier das so genannte CO₂-Äquivalent) bestimmt und addiert. Eine weitere Bewertungsmethode ist die Methode der ökologischen Knappheit, die im Auftrag des schweizerischen Bundesamtes für Umwelt BAFU und privater Unternehmungen entwickelt wurde. Sie summiert sämtliche Umweltwirkungen unter der Masseinheit Umweltbelastungspunkte (UBP). Die Grössen aus der Sachbilanz (z. B. die genannten 130 kg CO₂, 3 kg CH₄ und 0.045 kg NO_x) werden mit ihrem jeweiligen Ökofaktor (im Beispiel 310 UBP pro kg CO₂, 7100 UBP pro kg CH₄, 45 000 UBP pro kg NO_x) multipliziert. Die UBP-Zahlen aller bewerteten Ressourcenentnahmen und Schadstoffemissionen werden schliesslich zu einer Gesamtpunktzahl addiert (im Beispiel 63 625 UBP).

4. Auswertung, Interpretation und Handlungsempfehlung

Indikatoren und UBP lassen sich mit alternativen Produkten resp. Prozessen oder mit früher erhobenen Ökobilanzen von Unternehmen vergleichen. Aus den Resultaten lässt sich eine Empfehlung entsprechend den gesetzten Zielen herleiten (z. B. für einen Variantenentscheid oder eine Prozessoptimierung) oder eine ökologische Leistung belegen (z. B. Reduktion der Treibhausgasemissionen).

Ökofaktoren

Die Methode der ökologischen Knappheit gewichtet die Umweltwirkungen – Schadstoffemissionen und Ressourcenverbrauch – mittels so genannter Ökofaktoren. Der Ökofaktor eines Stoffes leitet sich aus der Umweltgesetzgebung oder entsprechenden politischen Zielen ab. Je mehr die aktuellen Emissionen resp. der Verbrauch an Ressourcen das gesetzte Umweltschutz-Ziel überschreiten, desto grösser wird der Ökofaktor, ausgedrückt in Umweltbelastungspunkten (UBP). Ein Ökofaktor wird in seiner Grundform aus drei Elementen hergeleitet (entsprechend der ISO-Norm 14044): Charakterisierung, Normierung und Gewichtung.

In der **Charakterisierung** wird die relative Schädlichkeit eines Schadstoffes oder einer Ressourcengewinnung gegenüber einer Referenzsubstanz innerhalb einer bestimmten Wirkungskategorie (Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial, Radioaktivität usw.)

beschrieben. Die Faktoren basieren auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Zum Beispiel hat Methan (CH₄) eine 23mal höhere Klimawirksamkeit (Treibhauspotenzial) als Kohlendioxid (CO₂). Schwefelhexafluorid (SF₆), das für die Isolation elektrischer Teile eingesetzt wird, hat gar ein 22 000mal grösseres Treibhauspotenzial als CO₂. Die charakterisierte Grösse wird üblicherweise in Äquivalenten der Referenzsubstanz ausgedrückt. Im Falle der Treibhausgase sind dies CO₂-Äquivalente (CO₂-eq.). Methan hat einen Charakterisierungsfaktor von 23 kg CO₂-eq, das heisst 1 kg Methan hat die gleiche Wirkung wie 23 kg CO₂, entsprechend ist der Ökofaktor 23mal grösser als derjenige von CO₂.

In der **Normierung** wird quantifiziert, wie gross der Beitrag einer Einheit eines Schadstoffes oder einer Ressourcennutzung an die gesamte aktuelle Belastung einer Region (in diesem Fall der gesamten Schweiz) pro Jahr ist. Emittiert beispielsweise ein Prozess 10 Gramm eines Schadstoffes, von dem jährlich in der Schweiz 100 000 Tonnen freigesetzt werden, ist der Beitrag von 10 Gramm klein. Der Beitrag durch die Emissionsmenge von 10 Gramm eines anderen Schadstoffes ist jedoch sehr gross, wenn von diesem in der Schweiz jährlich insgesamt lediglich 70 Gramm emittiert werden.

Die **Gewichtung** bezieht sich auf das Verhältnis der momentanen Schadstoffemission resp. des Ressourcenverbrauchs (aktueller Fluss) zu den politisch festgelegten Emissions- resp. Verbrauchszielen (kritischer Fluss). Ein Stoff bekommt umso mehr Belastungspunkte pro Einheit (z.B. pro Gramm), je stärker die Gesamtbelastung durch diesen Stoff den politisch festgelegten «kritischen Fluss», das heisst das Schutzziel, übertrifft. Steigt der aktuelle Fluss, sinkt der Ökofaktor. Dieselbe Wirkung hat ein sinkender kritischer Fluss (als Folge verschärfter Umweltvorschriften). Umgekehrt führt jedes Absinken des aktuellen Flusses (d. h. sinkende Emissionen) bzw. jede Erhöhung des kritischen Flusses (als Folge gelockerter Umweltziele) zu einem abnehmenden Gewichtungsfaktor.

Für die Berechnung des Ökofaktors gilt folgende Formel:

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

- K** = **Charakterisierungsfaktor** eines Schadstoffes beziehungsweise einer Ressource
- 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 (10¹²/a)**: Dient dazu, einfach darstellbare Zahlengrössen zu erhalten.
- UBP** = **Umweltbelastungspunkt**: Einheit der bewerteten Umweltwirkung.

Mit «Fluss» wird die Fracht eines Schadstoffes, die Verbrauchsmenge einer Ressource oder Menge einer charakterisierten Umweltwirkung bezeichnet.

Wenn die Ökofaktoren auf Produktionsprozesse im Ausland angewendet werden, so ist zu berücksichtigen, dass mit den vorliegenden Ökofaktoren **jede Emission so gewichtet wird, wie wenn sie in der Schweiz stattfände**. So beeinflusst eine Prozessverlagerung in ein anderes Land bei gleich bleibenden Emissionen die Ökobilanz nicht. Wo nötig und von der Datenlage her möglich können **Ökofaktoren regionalisiert** werden. Ein beispielsweise in Nordafrika produziertes Agrarprodukt wird dann mit einer regionalen Gewichtung (regionaler aktueller Fluss und regionaler kritischer Fluss, z.B. Wasserverbrauch) und einer Normierung auf Schweizerische Verhältnisse (Normierungsfluss für die Schweiz) bewertet. So ist eine Bewertung der regionalen Knappheitssituation möglich, die mit den schweizerischen Ökofaktoren vergleichbar ist. In der vorliegenden Fachpublikation liegen die Daten zur Bewertung der Wassernutzung im Ausland vor. Für gewisse Schadstoffe, deren Einträge sich örtlich stark unterscheiden wie beispielsweise bei Phosphor in Oberflächengewässern, ist auf gleiche Weise eine regionale Differenzierung innerhalb der Schweiz möglich.

Der **gleiche Schadstoff kann unterschiedliche Umweltwirkungen** hervorrufen. Entsprechend könnten ihm aufgrund unterschiedlicher politischer Ziele verschiedene Ökofaktoren zugewiesen werden. Zum Beispiel können Ammoniakemissionen in die Luft aufgrund der Reduktionsvorgabe für Stickstoff oder aufgrund des Versauerungspotenzials bewertet werden. In solchen Fällen wird der Grundsatz angewandt, dass jeweils **über die strengste Zielvorgabe bewertet und somit der höchste Ökofaktor verwendet wird**.

Je nach dem ob ein bestimmter Schadstoff in Wasser, Luft oder Boden emittiert wird, ergeben sich entsprechend den unterschiedlichen politischen und gesetzlichen Emissionszielen unterschiedliche Ökofaktoren. So wird nachfolgend unter Umständen **der gleiche Schadstoff in mehreren Zusammenhängen** aufgeführt, was insbesondere die Schwermetalle betrifft.

Bei der Erarbeitung von Ökobilanzen gilt der Grundsatz, dass **jede Emission nur einmal** bewertet wird. Dies geschieht beim erstmaligen Übertritt eines Stoffes von der menschlich-technischen Sphäre in die natürliche Umwelt (resp. umgekehrt bei Ressourcennutzung). Weitere Stoffflüsse innerhalb der Natur, auch von ursprünglich vom Menschen stammenden Stoffen, werden nicht berücksichtigt, da sie sonst doppelt gezählt würden.

Eine **Charakterisierung** ist aufgrund der Methodenvorgabe dann zulässig, wenn sie mit der Absicht des Gesetzgebers übereinstimmt. Zudem sollte die Charakterisierung wissenschaftlich anerkannt und aus den politischen Zielvorgaben herzuleiten sein. Zwar ist bei den Treibhausgasen lediglich das CO₂-Reduktionsziel gesetzlich verankert, doch ist es die Absicht des Gesetzgebers, einen Beitrag zur Begrenzung des globalen Klimawandels zu leisten. Deshalb ist es in diesem Fall angezeigt, nach dem unterschiedlichen Treibhauspotential zu differenzieren und die Stoffe mit einem Charakterisierungsfaktor zu versehen. Bei den flüchtigen organischen Verbindungen (NMVOC) hingegen ist eine Charakterisierung nicht angebracht, weil der Gesetzgeber eine einheitliche Abgabe für alle Schadstoffe dieser Kategorie (VOC-Abgabe) erlassen hat.

Bewertung von Emissionen und Ressourcen

Nachfolgend werden in knapper Form Umwelt- und Gesundheitswirkung der bewerteten Schadstoffe und Ressourcenentnahmen, Emissionsquellen, Herleitung der kritischen Flüsse aus Gesetzesgrundlagen, Tendenzen bei Emissionen resp. Verbrauch sowie die Unterschiede zu früheren Bewertungen aufgeführt. Als Referenz dient die Übersichtstabelle im Teil «Zusammenfassung» (S. 11f.) dieses Berichtes, wo die Zahlenangaben zu aktuellen und kritischen Flüssen sowie die Ökofaktoren zu finden sind. Für weiterführende Zahlenangaben wird auf die entsprechenden Stellen in dieser Publikation verwiesen.

Für die Auswahl der Substanzen ist die ökologische und politische Relevanz massgebend. Da die Umweltpolitik bei weitem nicht für alle Stoffe Ziele festlegt, ist die Auswahl der bewerteten Umweltwirkungen begrenzt. So wurden Emissionen nicht bewertet, die in der Schweiz und Europa wenig Umweltrelevanz haben (z. B. Sulfat in Gewässer) oder zu denen noch zu wenig bekannt ist (z. B. Lärm, weil keine Methode zum Vergleich von Lärm aus verschiedenen Quellen verfügbar ist).

Die Einteilung der Stoffe richtet sich nach dem Umweltbereich, in den sie aus der menschlich-technischen Sphäre gelangen. Nach den Emissionen in Luft, Gewässer und Boden folgen im Hauptteil dieses Berichtes die Bewertung der Ressourcenentnahme und schliesslich die Deponierung von Abfällen.

Emissionen in die Luft

Die mit einem Ökofaktor bewerteten Luftschadstoffe wurden aufgrund ihrer gesamtschweizerischen ökologischen Relevanz ausgewählt. Luftreinhaltemassnahmen haben in den vergangenen Jahren zu einem Rückgang der Emissionen geführt. Die Auswirkungen in der Schweiz sind deshalb zum Teil von untergeordneter Bedeutung. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Ökofaktoren nicht nur für schweizerische, sondern auch für im Ausland ablaufende Prozesse angewendet werden. Für Substanzen, welche in der Schweiz allenfalls unproblematisch, im Ausland aber möglicherweise weiterhin ökologisch relevant sind, wird deshalb ein Ökofaktor beibehalten.

Modellrechnungen zeigen, dass zwischen 1990 und 2100 eine Erhöhung der weltweiten Durchschnittstemperatur um 1.4 bis 5.8 °C und ein Anstieg des Meeresspiegels um 10 bis 90 cm zu erwarten sind. Es soll zudem mehr extreme Wetterereignisse geben und je nach Region mehr Niederschläge oder grössere Trockenheit. Ursache ist die menschlich verursachte Verstärkung des Treibhauseffektes. Die Reduktion der Treibhausgasemissionen ist deshalb ein prioritäres Ziel der Schweizer Umweltpolitik. 86 % der Wirkung der Treibhausgasemissionen gehen auf Kohlendioxid (CO₂) zurück, rund 7 % auf Methan (CH₄) und rund 6 % auf Lachgas (N₂O). Obwohl die Treibhauswirkung von chlorierten und fluorierten Kohlenwasserstoffen sowie Schwefelhexafluorid (SF₆) für sich genommen einige tausendmal grösser sein kann als diejenige von CO₂, tragen sie in der Schweiz nur zu einem kleinen Teil (etwas mehr als 1 %) zu den Wirkungen bei (relativ geringer aktueller Fluss).

CO₂ und weitere Treibhausgase

Das CO₂-Gesetz definiert eine Reduktion bei den Brenn- und Treibstoffen um 10% gegenüber 1990. Dies ergäbe einen kritischen Fluss von 36.96 Mio. t CO₂ pro Jahr. Als langfristiges Ziel des Bundesrates gilt die 2000-Watt-Gesellschaft, die eine maximale Emission von 1 t CO₂ pro Person und Jahr anstrebt. Für das Jahr 2050 und aus der voraussichtlichen Bevölkerungszahl ergibt sich das Ziel von 8.06 Mio. t CO₂. Zur Berechnung des kritischen Flusses werden die beiden Emissionsziele auf einen Zeithorizont bis 2030 interpoliert. Dies ergibt einen um die Hälfte höheren Ökofaktor als 1997.

Als Masseinheit für alle klimarelevanten Emissionen wird das so genannte CO₂-Äquivalent (abgekürzt CO₂-eq) verwendet. Das Treibhauspotential der weiteren Klimagase lässt sich via Charakterisierungsfaktoren bestimmen (siehe Tab. 8, Kap. 3.2.6).

Die Ozonschicht befindet sich in der Stratosphäre, der Luftschicht zwischen 15 und 50 km Höhe. Sie schützt das Leben auf der Erde vor einem Teil der ultravioletten Strahlung der Sonne. Flüchtige Substanzen, die Chlor- und/oder Bromatome enthalten, führen zu einem Abbau der Ozonschicht. Die stärkere UV-Strahlung führt beim Menschen zu einer Zunahme von Hautkrebs und Augenkrankheiten. Bei allen Lebewesen ist eine Schädigung des Erbgutes möglich.

Ozonschichtabbauende
Substanzen

Die wichtigsten ozonschichtabbauenden Substanzen sind FCKW (Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe), Halone und Tetrachlorkohlenstoff (CCl₄). Die HFCKW (teilhalogenierte Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe) haben die gleiche Wirkung, aber in deutlich abgeschwächter Form. Gleichzeitig sind die FCKW und HFCKW mitverantwortlich für den menschenverursachten Klimawandel. Ist eine Substanz sowohl klimarelevant als auch ozonschichtabbauend, so wird jeweils der höhere der beiden Ökofaktoren verwendet.

Als Referenzgrösse dient eine Substanz mit der internationalen Kennzeichnung R11. Die Ökofaktoren der anderen ozonschichtabbauenden Substanzen lassen sich mittels Charakterisierungsfaktor bestimmen (siehe Tab. 14, Kap. 3.3.6) und werden in R11-Äquivalenten (R11-eq) angegeben.

Der neue Ökofaktor liegt deutlich höher als derjenige von 1997, was teilweise darauf zurückzuführen ist, dass Messdaten die früheren Schätzungen ersetzt haben. Zudem wird das absolute Verbot ozonschichtabbauender Substanzen in absehbarer Zukunft in Kraft treten, was zu einem tieferen kritischen Fluss führt.

Die Abkürzung NMVOC steht für «non methane volatile organic compounds», also für flüchtige organische Verbindungen (VOC) abgesehen vom Klimagas Methan. VOC umfassen ein Spektrum von weitgehend unschädlichen bis zu hochgiftigen und krebs-erregenden Verbindungen. NMVOC sind wichtige Vorläufersubstanzen für bodennahe Ozon, bekannt auch als Sommersmog, welches Pflanzen und die menschliche Gesundheit schädigen kann. Einzelne VOC wie Benzol und Dioxine werden aufgrund ihrer starken gesundheitsschädigenden Wirkung mit je eigenen Ökofaktoren versehen.

Flüchtige organische
Verbindungen (NMVOC)

Die Einführung der VOC-Abgabe im Jahr 2000 und zunehmend strengere Emissionsvorschriften für Fahrzeuge haben dazu beigetragen, die Emissionen stark zu senken. Da der aktuelle Fluss reduziert werden konnte und der kritische Fluss unverändert bleibt,

ist der Ökofaktor im Vergleich zu 1997 deutlich zurückgegangen. Der sinkende Trend bei den Emissionen wird sich wohl fortsetzen.

Stickoxide entstehen vor allem bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern. Die Hauptquelle ist der Verkehr, welcher im Jahr 2000 für 58 % der Emissionen verantwortlich war. Baumaschinen sowie land- und forstwirtschaftliche Maschinen (12 %), Feuerungen (6 %) und Prozesse in Gewerbe und Industrie (24 %) sind weitere Stickoxidquellen. Durch Stickstoffeintrag versauern Böden und Gewässer. Dies gefährdet empfindliche Ökosysteme erheblich, zudem werden Stickstoff liebende Pflanzen gefördert, was zu einer Reduktion der Pflanzenvielfalt und zum Verschwinden ökologisch wertvoller Ökosysteme wie Magerwiesen und offenen Unterwasserrasen führen kann.

Stickoxide (NO_x)

Gesundheitsschädigend sind insbesondere NO₂ sowie die aus Stickoxiden gebildeten sekundären Partikel, welche zu Atemwegserkrankungen oder Herzrhythmusstörungen führen und die Lebenserwartung verkürzen können. Stickoxide sind eine wesentliche Vorläufersubstanz bei der Bildung von bodennahem Ozon, welches seinerseits die Gesundheit beeinträchtigt.

Erfolgreiche Massnahmen haben die NO_x-Emissionen seit 1985 deutlich reduziert. Zur Einhaltung der Grenzwerte müssen die Emissionen aber um rund 60 % reduziert werden. Die geplante Verschärfung der Vorschriften wird denn auch zu einem weiteren Rückgang führen. Der Ökofaktor ist gegenüber 1997 ein Drittel tiefer, da der aktuelle Fluss gesunken, der kritische Fluss gleich geblieben ist.

Ammoniak entsteht in der Nutztierhaltung und beim Einsatz von stickstoffhaltigem Mineraldünger. Die Landwirtschaft ist mit 93 % Hauptverursacherin der Emissionen. Ammoniak trägt aufgrund seines Stickstoffgehaltes zur Versauerung und Überdüngung von Böden und Gewässern bei. Es wirkt ähnlich wie die Stickoxide (s. o.).

Ammoniak (NH₃)

Der kritische Fluss entspricht dem 2005 festgelegten Ziel der Kommission für Lufthygiene, das wiederum mit dem unteren Wert des 1999 vom Bundesrat festgelegten Zielspektrums übereinstimmt. Gegenüber 1997 wird somit der kritische Fluss leicht tiefer angesetzt, während der aktuelle Fluss merklich zurückgegangen ist. Daraus resultiert ein geringfügig tieferer Ökofaktor.

Schwefeldioxid 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.

Schwefeldioxid (SO₂) und weitere versauernde Substanzen

Die Bestimmung des kritischen Flusses stützt sich auf das von der Schweiz ratifizierte internationale Schwefelprotokoll. Das darin festgelegte Emissionsziel entspricht einer Reduktion von 78 % gegenüber dem Stand von 1980. Der Ökofaktor für SO₂ ist deutlich tiefer als 1997, was auf die Reduktion der aktuellen SO₂-Emissionen bei gleich bleibendem kritischem Fluss zurückzuführen ist.

Schwefeldioxid liefert mit Abstand den grössten Beitrag zur Versauerung. Für weitere versauernde Substanzen wie Flusssäure, Phosphorsäure und Schwefelwasserstoff lassen sich mittels Charakterisierungsfaktor eigene Ökofaktoren bestimmen (siehe Tab. 20, Kap. 3.7.6).

PM10 ist eine Mischung aus Russ, aufgewirbeltem Strassenstaub, Reifen- und Strassenabrieb sowie daran angelagerten Substanzen (Sulfat, Nitrat, Ammonium, organischer Kohlenstoff). PM ist die Abkürzung des englischen Begriffs «particulate matter», die Zahl dahinter gibt die Grösse der Partikel an. PM10 bedeutet, dass die Partikelgrösse unter 10 Mikrometer liegt. Wegen ihrer geringen Grösse können PM10 in die Lunge gelangen. Verschiedene Studien belegen den Zusammenhang von PM10-Konzentration in der Umgebungsluft und Atemwegsbeschwerden und -erkrankungen.

PM10 und Dieselruss

Die Schädlichkeit der Partikel hängt von ihrer Grösse und Zusammensetzung ab. PM2.5–10 (Grösse zwischen 2.5 und 10 Mikrometer) können zu Husten, Asthmaanfällen und anderen Erkrankungen der Atemwege führen. PM2.5 (Grösse < 2.5 Mikrometer) verbleiben viel länger in der Lunge und reichern sich dort an, weil sie nur schwer wieder ausgehustet werden können. Sie können zu Herzrhythmusstörungen und Herz-Kreislauf-Erkrankungen führen. Dieselrusspartikel, die zu den ultrafeinen Partikeln (PM0.1) gehören, können von der Lunge in die Blutbahn und das Lymphsystem gelangen. Sie gelten als krebserregend und sind somit besonders gesundheitsgefährdend.

Obwohl davon ausgegangen werden muss, dass PM2.5 schädlicher sind als PM2.5–10, macht die Gesetzgebung hier keinen Unterschied. Unterschieden wird hingegen zwischen PM10 und Dieselruss. Entsprechend wird neben dem bestehenden Ökofaktor für PM10 neu ein solcher für Dieselruss eingeführt. Der kritische Fluss für PM10 wurde auf Basis der Grenzwerte der Luftreinhalteverordnung ermittelt. Zwar sind die PM10-Emissionen seit 1997 zurückgegangen, der Ökofaktor ist aber wegen des tieferen kritischen Flusses höher. Für Dieselruss gibt es keinen Schwellenwert, doch die Luftreinhalteverordnung verlangt, dass das technisch und betrieblich Machbare sowie wirtschaftlich Tragbare zur Reduktion der Emissionen krebserregender Stoffe unternommen wird (Vorsorgeprinzip). Aus der Einführung strengerer Normen und der Möglichkeit des Einsatzes von Partikelfiltern ergibt sich der in der Tabelle A (S. 11f.) aufgeführte kritische Fluss. Aufgrund des höchst gesundheitsschädlichen Einflusses der Dieselrusspartikel liegt der Ökofaktor für Dieselruss um einen Faktor 100 höher als derjenige für PM10.

Benzol gelangt bei der Verbrennung von Erdölprodukten in die Atmosphäre. Geringe Mengen der Substanz sind bereits im Rohöl vorhanden, weiteres Benzol entsteht bei der Raffinierung. Der motorisierte Verkehr verursacht drei Viertel der Benzolemissionen in der Schweiz.

Benzol

Benzol wird via Atmung aufgenommen und in fetthaltigen Geweben des Körpers eingelagert. Da Frauen einen höheren Körperfettanteil haben als Männer, sind bei ihnen die Auswirkungen des Schadstoffs bedeutender. Es ist eindeutig nachgewiesen, dass Benzol die Blutbildung schädigt und bei langzeitiger Einwirkung zu Leukämie

führen kann. Zudem muss davon ausgegangen werden, dass Benzol Erbgut schädigen kann.

Benzol ist schon in geringen Mengen gesundheitsschädigend. Gemäss BAFU müssten die Benzolemissionen auf 100 t pro Jahr reduziert werden, um das zulässige Risiko nicht zu überschreiten. Mit technisch und betrieblich machbaren sowie wirtschaftlich tragbaren Massnahmen ist dieses Reduktionsziel heute nicht zu erreichen. So werden für den kritischen Fluss die Reduktionsziele für einzelne Emissionsbereiche für die Jahre 2010 bzw. 2030 verwendet. Gegenüber der früheren Bewertung von Benzol als NMVOC ist der neue Ökofaktor 100mal höher, was durch die krebserregende Wirkung bestimmt ist.

Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD und PCDF, meist einfach als Dioxine und Furane bezeichnet) sind chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe. Es gibt insgesamt 76 polychlorierte Dioxine und 135 polychlorierte Furane, die sich nach Anzahl und Position der Chloratome unterscheiden. Sie entstehen in technischen, aber auch in natürlichen Verbrennungsprozessen bei Anwesenheit von Chlor. Sie akkumulieren sich in der Nahrungskette und wirken für Menschen und Tiere teilweise hoch giftig. Dioxine beeinträchtigen die Embryonalentwicklung auf mehrere Arten, insbesondere scheinen sie Aborte, Missbildungen bei (Geschlechts-)Organen und intellektuelle Defizite auszulösen.

Dioxine und Furane

Aufgrund ständiger Verbesserungen in der Rauchgasreinigung in der Industrie wird in naher Zukunft die Verbrennung von Abfällen und behandeltem Holz in privaten Haushalten relativ gesehen zur Hauptursache der Emissionen. In Anwendung des Vorsorgeprinzips, welches das technisch und betrieblich Machbare sowie wirtschaftlich Tragbare zum Massstab nimmt, ist eine Halbierung des aktuellen Flusses möglich. Entsprechend wurde der kritische Fluss festgelegt. Der Ökofaktor für Dioxine und Furane liegt sehr hoch, was einerseits Ausdruck der geringen Emissionsmengen von einigen Gramm pro Jahr ist und andererseits die grosse Schädlichkeit dieser Substanzen und die Reduktionsmöglichkeiten widerspiegelt.

Die Emission von Blei führt zu Schädigungen bei Tieren und Pflanzen. Blei schadet der Bodenfruchtbarkeit und reichert sich in Nahrungsketten an. Beim Menschen kann es die Blutbildung beeinträchtigen und zu Entwicklungsstörungen von Kindern führen.

Blei

Weil Blei ab den 50er-Jahren dem Benzin beigemischt wurde, stiegen die Emissionen von Blei stark an. Ein Trend, der sich dank Aufkommen von bleifreiem Benzin ab 1970 umgekehrt hat. Weitere Verwendungszwecke von Blei sind Batterien, Farben und Schiessblei. Der heute noch vorhandene Ausstoss wird zum grössten Teil von Abfallverbrennungsanlagen und der Stahlindustrie verursacht.

Neu wird der Ökofaktor aus den Zielen für den Bodenschutz abgeleitet – ein Vorgehen, das sich auf Aussagen in der Luftreinhalteverordnung stützt. Schwermetallemissionen in die Luft, die sich schliesslich ablagern und in den Boden gelangen, werden gleich gewichtet wie direkte Bleiemissionen in den Boden. Durch die neue Herleitung ergibt sich ein rund zehnmal höherer Ökofaktor.

Das hauptsächlich via Atemwege aufgenommene Cadmium ist für Mensch und Tier bei chronischer Belastung bereits in geringen Mengen toxisch. Das Schwermetall reichert sich im Körper an, wo es zu Krebs führen kann und die Speicherung lebenswichtiger anderer Metalle stört. Atemwegserkrankungen, Nierenschäden und Blutarmut aufgrund von Eisenmangel können die Folgen chronischer Cadmiumbelastung sein. Ausserdem ist Cadmium giftig für Pflanzen und Mikroorganismen und beeinträchtigt die Bodenfruchtbarkeit.

Cadmium

Seit 1980 ist als Folge der Luftreinhalte-Massnahmen bei der Abfallverbrennung und in der Metallindustrie eine deutliche Reduktion festzustellen. Die Hauptverwendungsgebiete von Cadmium waren Legierungen sowie die Herstellung von Trockenbatterien und Farbpigmenten. Heute ist die Verwendung von Cadmium in vielen Anwendungen verboten.

Aus den Immissionsgrenzwerten der Luftreinhalteverordnung lässt sich kein kritischer Fluss herleiten. Wie beim Blei wird deshalb aus den Zielen des Bodenschutzes ein theoretischer kritischer Fluss bestimmt. Trotz rückläufiger Tendenz bei den Emissionen ergibt sich durch die neue Herleitung ein rund viermal höherer Ökofaktor.

Quecksilber ist für Mensch und Tier hoch giftig. Es wird über die Atmung aufgenommen und akkumuliert sich in verschiedenen Organen. Auch für Pflanzen und Mikroorganismen ist es giftig und beeinträchtigt die Bodenfruchtbarkeit. Die Hauptverursacher von Quecksilberemissionen sind Industrie und Gewerbe. In den vergangenen Jahren hat der Ausstoss stetig abgenommen; eine weitere Abnahme ist nicht zu erwarten.

Quecksilber

Die strengste Zielvorgabe des Bundesrats ist die Reduktion der Emissionen auf den Stand von 1950. Dieser Wert wird als kritischer Fluss betrachtet. Gegenüber 1997 hat sich der Ökofaktor fast verdoppelt.

Belastungen mit Zink beeinträchtigen das Pflanzenwachstum. Während die Emissionen aus Industrie und Gewerbe zurückgehen, steigen diejenigen aus dem Strassenverkehr an. Der Reifen- und Strassenabrieb ist mit einem derzeitigen Anteil von zwei Dritteln Hauptursache der Emissionen. Sollte der Trend mit zunehmenden Zinkemissionen aus dem Verkehr anhalten, ist wieder mit höheren Gesamtemissionen zu rechnen.

Zink

Aus den Immissionsgrenzwerten der Luftreinhalteverordnung lässt sich kein kritischer Fluss herleiten. Wie beim Blei wird deshalb aus den Zielen des Bodenschutzes ein theoretischer kritischer Fluss bestimmt. Aus der neuen Herleitung resultiert ein über achtmal höherer Ökofaktor.

Emissionen in Oberflächengewässer

Die Ökofaktoren für die Gewichtung von Emissionen in die Gewässer basieren auf gesamtschweizerischen Frachten und bilden deshalb eine durchschnittliche Situation ab. Für eine exakte Beurteilung müssten regionale Gegebenheiten, insbesondere die Grösse der betroffenen Gewässer, berücksichtigt werden, was aus Gründen des Auf-

wands nur bei Phosphor gemacht wurde. Für Emissionen ins Grundwasser existieren eigene Ökofaktoren.

Massnahmen zur Abwasserreinigung haben in den vergangenen Jahren zu einem Rückgang der Emissionen geführt. Die Auswirkungen in der Schweiz sind deshalb zum Teil von untergeordneter Bedeutung. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Ökofaktoren nicht nur für schweizerische Prozesse, sondern auch für im Ausland ablaufende Prozesse angewendet werden. Für Substanzen, welche in der Schweiz allenfalls unproblematisch, im Ausland aber möglicherweise weiterhin ökologisch relevant sind, wird deshalb ein Ökofaktor angegeben. Dies ist dann der Fall, wenn Schadstoffemissionen durch die internationalen Abkommen zum Schutz des Rheins bzw. der Nordsee geregelt werden, welche die Schweiz mit unterzeichnet hat.

Quellen für Stickstoff in den Gewässern sind Dünger aus der Landwirtschaft sowie Abwässer aus Industrie, Gewerbe und Haushalten. Über 90 % des durch menschlichen Einfluss verursachten Gesamtstickstoffeintrages in Oberflächengewässer bestehen aus Nitrat und Ammonium bzw. Ammoniak. Der Stickstoffeintrag stellt in der Schweiz ökologisch gesehen kein generelles Problem mehr dar, die Nordsee hingegen hat weiterhin mit dessen Folgen – erhöhtes Algenwachstum und Fischsterben (siehe bei Phosphor) – zu kämpfen.

Stickstoff (N)

Obwohl der Anteil der Schweiz an der Gesamtbelastung des Rheins klein ist, hat die Schweiz die Absichtserklärung der Nordseeanrainerstaaten unterzeichnet. Angestrebt wird eine Halbierung der Phosphor- und Stickstoffeinträge gegenüber 1985. Das für 1995 anvisierte Ziel konnte beim Stickstoff bis heute nicht erreicht werden. Bis im Jahr 2003 betrug die Reduktion 29 %. Das Ziel dient als Basis für die Festlegung des kritischen Flusses für Gesamtstickstoff. Der Ökofaktor für Stickstoff ist leicht zurückgegangen, da der Stickstoffeintrag seit 1997 deutlich reduziert werden konnte.

In Seen und Meeren führt erhöhter Phosphoreintrag zu stärkerem Algenwachstum. Der Abbau der abgestorbenen Algen im Tiefenwasser benötigt Sauerstoff, der dann anderen Lebewesen fehlt. Sauerstoffmangel und Fischsterben sind die Folge. Phosphor (resp. Phosphat) wird vor allem durch Erosion und Abwaschung von Ackerland in Gewässer eingetragen. Entsprechend sind Seen in Gebieten intensiver Landwirtschaft am stärksten betroffen.

Phosphor (P)

Das erwähnte Halbierungsziel der Einträge in die Nordsee konnte beim Phosphor erreicht werden, das Schutzziel für die Schweizer Seen hingegen noch nicht gesamt-haft. Die Unterschiede in der Belastung der einzelnen Seen sind beträchtlich, weshalb eine regionale Differenzierung vorgenommen wurde (siehe Tab. 33, Kap. 4.3.4).

Der Anschluss von Haushalten und Gewerbe an Kläranlagen und das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln haben über die letzten beiden Jahrzehnte eine deutliche Reduktion des Phosphoreintrags gebracht. Auch in der Landwirtschaft hat sich die Situation etwas verbessert, da bei der integrierten Produktion nur noch so viel Phosphor ausgebracht werden darf, wie von den Kulturen aufgenommen werden kann. Dies hat dazu geführt, dass auch in den am stärksten belasteten Seen die Phosphorkonzentrationen

zurückgehen. Diese Entspannung des Phosphorproblems schlägt sich in einem deutlich tieferen Ökofaktor nieder.

Grundsätzlich belasten alle organischen Stoffe die Gewässer, indem sie beim Abbau Sauerstoff benötigen, welcher den tierischen Lebewesen nicht mehr zur Verfügung steht. Organische Stoffe stammen zum einen Teil aus natürlichen Quellen und zum anderen aus Abwässern. Die Restbelastung aus Kläranlagen ist in Anbetracht des in den Gewässern vorhandenen Sauerstoffs in den meisten Fällen unkritisch. Ökologisch relevant ist daher mehr die Giftigkeit vieler organischer Substanzen, die hier aber nicht berücksichtigt wird.

Organische Stoffe (CSB)

Der kritische Fluss lässt sich aus der Gewässerschutzverordnung herleiten, die verlangt, dass die im Abwasser anfallenden organischen Stoffe soweit reduziert werden, dass für die Gewässer keine ökologischen Nachteile entstehen. Aus ökologischer Sicht sollten unterhalb der Einleitstellen von Abwasser im Mittel maximal 30% des im Wasser gelösten Sauerstoffes von organischen Substanzen verbraucht werden. Auf Basis der gesamten Abflussmenge kann so der kritische Fluss errechnet werden. Masseneinheit für die Konzentration an organischen Substanzen in Gewässern ist in der Regel der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB). Andere Masseinheiten können in CSB-Werte umgerechnet werden (siehe Tab. 35, Kap. 4.4.4).

Flächendeckende Abwasserreinigung und Vorschriften zur Einleitung von Abwasser haben zur Abnahme organischer Substanzen in den Gewässern geführt. Aus dem tieferen aktuellen Fluss resultiert ein tieferer Ökofaktor als 1997.

Schwermetalle und Arsen schädigen das Ökosystem Wasser, indem sie sich in Organismen anreichern und Wachstumshemmungen und Stoffwechselstörungen verursachen können. Über die Nahrungskette verbreiten sie sich weiter. In der Schweiz stellen diese Stoffe in den beobachteten Konzentrationen kein wesentliches Problem dar. Arsen im Trinkwasser fördert bei langfristiger Einnahme insbesondere Haut- und Blasenkrebs, aber auch andere Krebsformen.

Arsen und Schwermetalle

In der Gewässerschutzverordnung werden Grenzwerte für die sieben umweltrelevanten Schwermetalle Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg) und Zink (Zn) aufgeführt. Im von der Schweiz mitunterzeichneten Übereinkommen zum Schutz des Rheins werden strengere Bestimmungen für Schwermetalle erlassen, so dass diese für die Berechnung des kritischen Flusses herangezogen werden. Die resultierenden Ökofaktoren sind deutlich höher als diejenigen von 1997.

Radioaktive Strahlung kann einerseits die Zellfunktionen von Lebewesen stören oder zerstören (somatische Effekte), was zu Krebs führen kann. Andererseits kann sie die Gene der Zellen verändern (mutagene Effekte). Der Ökofaktor trägt diesen beiden Effekten Rechnung. Nicht berücksichtigt werden die Wirkung radioaktiver Strahlung auf Ökosysteme und die möglichen Auswirkungen unfallbedingter Freisetzung grosser Mengen radioaktiver Substanzen.

Radioaktive Emissionen

Die Emissionen der Schweizer Kernkraftwerke liegen deutlich unter den Grenzwerten. Der hier beschriebene Ökofaktor bezieht sich nur auf die Einleitung von Radioaktivität in Meerwasser durch die Wiederaufbereitungsanlagen in La Hague (F) und Sellafield (GB), wo bis Juli 2006 auch Brennstäbe aus Schweizer Kernkraftwerken aufbereitet wurden. Der Ökofaktor wird hier zum ersten Mal ausgewiesen, da die von der Schweiz mitgetragenen Reduktionsziele zum Schutz der Nordsee erst in den letzten Jahren definiert worden sind. In Tab. 41 (Kap. 4.6.7) sind Ökofaktoren für den Eintrag ausgewählter Isotope ins Meer aufgelistet.

Unter AOX werden adsorbierbare organische halogenierte Substanzen zusammengefasst, die menschlichen wie natürlichen Ursprungs sein können. Dazu gehören Stoffe wie chlorierte nicht aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. Chloroform), chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Biphenyle (PCB) sowie gewisse Pestizide. Eine wichtige Emissionsquelle für AOX ist die Zellstoffherstellung. Insgesamt hat die AOX-Belastung der Oberflächengewässer in der Schweiz in den letzten Jahren deutlich nachgelassen.

Organische halogenierte Substanzen (AOX)

Die Umweltwirkung der unter AOX zusammengefassten Verbindungen ist sehr unterschiedlich. Die Aufteilung der AOX in verschiedene, in sich homogene Substanzklassen oder sogar Einzelstoffe wäre allerdings nur bedingt praktikabel. Ein einziger Ökofaktor für alle AOX ist deshalb ein notwendiger Kompromiss. Da AOX im Gewässerschutz nur noch eine untergeordnete Rolle spielen, ist eine exaktere Bestimmung auch nicht vordringlich. Einzig für Chloroform wird ein separater Ökofaktor hergeleitet.

Ein wichtiges Kriterium für die Toxizität ist die Fähigkeit der Substanz, sich im Organismus anzureichern. Je höher chloriert, umso giftiger sind die Substanzen. Aus diesem Grund wird der Ökofaktor in Bezug auf das Chlor festgelegt, d. h. er erhöht sich proportional zur Anzahl Chloratome.

Von der Internationalen Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet wurde ein nicht rechtsverbindliches Emissionsziel für AOX festgelegt, das den Anforderungen der Trinkwasserversorgung entspricht. Es dient als Basis für die Berechnung des kritischen Flusses. Da sich bei gleich bleibendem Fluss der aktuelle Fluss verringert hat, fällt der Ökofaktor gegenüber 1997 tiefer aus.

Chloroform ist eine Substanz der AOX-Gruppe, die früher weit verbreitet war. Sie diente als Mittel zur chemischen Reinigung sowie als Lösungs- und Desinfektionsmittel. Chloroform gilt als möglicherweise krebserzeugend und ist heute mit wenigen Ausnahmen verboten. Entsprechend ist die Belastung deutlich zurückgegangen. Der Gewichtungsfaktor wird aus der gemessenen aktuellen Konzentration und der kritischen Konzentration ermittelt. Die kritische Konzentration ergibt sich aus dem Zielwert im Übereinkommen zum Schutz des Rheins. Der resultierende neue Ökofaktor für Chloroform ist um ein Mehrfaches höher als für andere AOX.

Chloroform

Emissionen von PAK entstehen bei Verbrennungsprozessen und Abschwemmungen von Strassen. PAK sind teilweise sehr toxisch und krebserregend. Da sie ausschliess-

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

lich in Schwebestoffen vorkommen, hängt ihre Verbreitung von der Konzentration von Schwebestoffen in Gewässern ab. Die häufigsten PAK sind im Anhang A3 zusammengestellt.

Bisher existierte kein Ökofaktor für PAK, da keine ausreichende Datengrundlage vorhanden war. Der Gewichtungsfaktor wird berechnet aus der gemessenen aktuellen Konzentration und der kritischen Konzentration gemäss Zielwert im Übereinkommen zum Schutz des Rheins. Der Ökofaktor widerspiegelt die Schädlichkeit gewisser PAK und die geringen in Gewässer eingeleiteten Mengen.

Für Benzo(a)pyren existiert ein eigener Ökofaktor. Alle anderen PAK sind mit dem gleichen Ökofaktor zu bewerten, da für eine weitergehende Charakterisierung einzelner Stoffe die Datengrundlage fehlt.

BaP ist ein PAK (s. o.). Es entsteht bei unvollständiger Verbrennung von organischem Material, z. B. in Öfen und Motoren, aber auch in Zigaretten. In Gewässern stammt BaP zu einem Grossteil von teeröhlhaltigen Holzschutzanstrichen, z. B. von Bahnschwellen. Die Verwendung von Teeröl ist heute – mit Einschränkungen – nur noch für die gewerbliche Nutzung erlaubt. BaP ist bei Tieren sicher, beim Menschen wahrscheinlich krebserregend. Die Herleitung des Ökofaktors gestaltet sich analog zu den übrigen PAK. Der im Vergleich zu anderen PAK etwa doppelt so hohe Ökofaktor ist gerechtfertigt, weil BaP sehr giftig und krebserregend ist.

Benzo(a)pyren (BaP)

Hormone sind Botenstoffe zwischen Geweben und Zellen, die Prozesse im Körper regulieren. Hormonaktive Stoffe (engl. endocrine disruptors) sind Fremdstoffe, die das Hormonsystem stören können. Sie sind bereits in geringen Mengen wirksam. Da hormonale Prozesse in vielen Organismen ähnlich sind, kann ein einzelner hormonaktiver Stoff auf sehr viele Organismen einwirken. Bei zahlreichen wasser- oder landlebenden Tierarten konnten Fruchtbarkeitsstörungen nachgewiesen werden. In der Nähe von Einleitungen aus Kläranlagen wurden Konzentrationen hormonaktiver Substanzen festgestellt, die zu verweiblichenden Effekten bei männlichen Fischen führen. Via Nahrungskette wird so beispielsweise auch die Fortpflanzungsfähigkeit des Fischotters gestört, was in der Schweiz zur starken Gefährdung der Art geführt hat. Beim Menschen werden Stoffe, die das Geschlechtshormonsystem stören, für Entwicklungsstörungen von Embryos, reduzierte Fruchtbarkeit sowie Brust-, Hoden- und Prostatakrebs verantwortlich gemacht. Die Stoffe können via Verdauungsorgane, Haut oder Lunge aufgenommen werden.

Hormonaktive Stoffe

Hormonaktive Wirkung wird einem breiten Spektrum von Chemikalien zugeschrieben. Bei den folgenden Stoffen ist sie nachgewiesen: natürliche und künstliche Östrogene, verschiedene Pestizide mit organischen Chlorverbindungen, gewisse in Kunststoffen verwendete Industriechemikalien, verschiedene Dioxine und Furane, organische Zinnverbindungen u. a. aus fäulnishemmenden Schiffsanstrichen, gewisse in Sonnencremes enthaltene UV-Filtersubstanzen. Es ist mit einer grossen Dunkelziffer zu rechnen, da eine Vielzahl der sich heute auf dem Markt befindlichen Chemikalien bislang nicht auf ihre hormonaktive Wirkung geprüft wurde.

Da bis heute keine gesetzlichen Grenzwerte für hormonaktive Stoffe existieren, wird für die Berechnung des Ökofaktors ein Zielwert verwendet, unter dem laut Expertenmeinung keine chronischen Wirkungen mehr auftreten sollten. Als Basis für die Bewertung hormonaktiver Substanzen wird das Estrogen-Potenzial von E2 (17-Estradiol) herangezogen. Mittels der Tab. 50 (Kap. 4.11.6) können die Ökofaktoren weiterer hormonaktiver Substanzen bestimmt werden.

Emissionen in Grundwasser

Für das schweizerische Grundwasser gelten strenge Qualitätsanforderungen, da über 80 % des Trinkwassers aus dieser Quelle stammen. In den Ökofaktoren wird nur Nitrat bewertet, weil zur Zeit nur dafür quantifizierbare Daten verfügbar sind. Daneben stellen aber auch Pflanzenschutzmittel und flüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (FHKW) relevante, ebenfalls mit numerischen Anforderungen versehene Grundwasserkontaminanten dar (in rund 10 % der Grundwassermessstellen der schweizerischen Grundwasserbeobachtung überschreiten PSM die numerische Anforderung der Gewässerschutzverordnung, bei den FHKW sind es rund 7 %).

Hauptursache der Nitratbelastung ist auf Felder ausgebrachter Stickstoffdünger, der leicht vom Boden ins Grundwasser ausgewaschen wird. In Gebieten mit intensiver Landwirtschaft werden Konzentrationen im Grundwasser gemessen, die über der numerischen Anforderung der Gewässerschutzverordnung von 25 mg/l oder gar über dem Toleranzwert für Trinkwasser von 40 mg/l liegen. Das BAFU fordert die Halbierung des Nitratflusses von 1990; dies ergibt den kritischen Fluss. Im Gegensatz zu Nitrat in Oberflächengewässern stellt Nitrat im Grundwasser immer noch ein Problem dar, weshalb sich der höhere, gegenüber 1997 aber unveränderte Ökofaktor rechtfertigt.

Stickstoff (Nitrat)

Emissionen in den Boden

Ziel der verschiedenen nationalen Gesetzesregelungen ist die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit. Ausser dem Schadstoffeintrag, der in diesem Kapitel Thema ist, wird die Fruchtbarkeit auch durch Versiegelung, Erosion und Bodenverdichtung durch Maschineneinsatz gefährdet. Diese Faktoren werden teilweise über den Ökofaktor für Landnutzung bewertet.

Die Qualität der Böden in der Schweiz wird durch verschiedene Stoffeinwirkungen beeinträchtigt. Dazu zählen Säurebildung, Überdüngung sowie der Eintrag von Schwermetallen und organischen Schadstoffen. Der Boden wird einerseits direkt durch Stoffeintrag aus Pflanzenschutz und Düngung belastet, andererseits indirekt durch die Ablagerung von Luftschadstoffen (Schwermetalle, Stickstoff). Die diffusen Einträge aus der Luft in den Boden werden am Ort ihrer Emission in die Luft bewertet.

Die von der Landwirtschaft verursachten Stoffeinträge werden dort erfasst, wo sie nichts mehr zur landwirtschaftlichen Bodennutzung beitragen. Bei Nitrat ist das mit der Auswaschung ins Grundwasser der Fall, beim Phosphat bei der Erosion oder Abschwemmung in die Oberflächengewässer, bei Ammoniak und Lachgas bei der Emission in die Luft. Diese Stoffe werden deshalb in den entsprechenden Kapiteln behan-

delt. Somit werden in diesem Kapitel nur Schwermetalle und Pflanzenschutzmittel aufgeführt, da sie bereits beim Eintrag in den Boden Schadstoffe sind.

Schwermetalle beeinträchtigen das Pflanzenwachstum und stören die Bodenfruchtbarkeit. Da Pflanzen vorhandenes Schwermetall in ihre Biomasse einbauen, reichert es sich in Nahrungsketten an. Werden Schwermetalle in hohen Dosen und über längere Zeit mit der Nahrung aufgenommen, kann das zu chronischen Vergiftungen führen. Mit Schwermetallen belastete Böden können nur mit grossem Aufwand saniert werden.

Schwermetalle (Blei, Cadmium, Kupfer, Zink)

Um langfristig die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten, darf gemäss Zweckartikel der Verordnung über Belastungen des Bodens keine Akkumulierung von Schwermetallen im Boden stattfinden, d. h. der Eintrag darf maximal so gross sein wie der Austrag. Für die Berechnung der aktuellen Belastung wurden Stichprobenmessungen herangezogen. Diese neue Herleitung führt zu wesentlich höheren Ökofaktoren für die genannten Schwermetalle, da der Ökofaktor nur noch für Nichtsiedlungsflächen gilt. Am augenfälligsten ist die Erhöhung beim Blei, was auf die früher eher grosszügig angesetzten Immissionsgrenzwerte zurückzuführen ist. Kupfer und Zink weisen einen fast identischen Ökofaktor auf, während bei Cadmium – der aktuelle Fluss ist tiefer als der kritische – die Erhöhung des Ökofaktors gering ausfällt.

Zu den Pflanzenschutzmitteln gehören Schutzmittel und Regulatoren für die Pflanzenentwicklung sowie Mittel zum Schutz von Erntegütern. Dies können Stoffe, Präparate, Organismen oder andere Mittel sein. Hier werden nur die chemisch-synthetischen PSM betrachtet. Sie werden vor allem auf offenen Ackerflächen sowie im Obst- und Weinbau angewandt.

Pflanzenschutzmittel (PSM)

Die damit verbundenen Umweltprobleme sind abhängig von der primären Wirkung, von Menge und Abbaugeschwindigkeit der Wirkstoffe und von Art und Verhalten der Abbauprodukte und Rückstände. Auf den Anwendungsflächen können sie in nicht beabsichtigter Weise die Biodiversität reduzieren, indem auch Spinnen, Tausendfüssler und Vögel tangiert werden. Da PSM direkt oder auf Bodenpartikeln mit dem Wind verfrachtet werden, sind sie auch in Bergseen und im Regen nachweisbar. Für den Menschen werden sie insbesondere bei der Trinkwassernutzung problematisch.

Das Bundesamt für Landwirtschaft hatte sich eine Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln um 30 % gegenüber dem Stand 1990/1992 bis ins Jahr 2005 zum Ziel gesetzt. Die Verwendung von neueren, in geringen Mengen wirksamen PSM, Extensivierungsprogramme und Biolandbau haben zu einem deutlichen Verbrauchsrückgang geführt, der in einen leicht tieferen Ökofaktor mündet. Der Trend wird sich fortsetzen.

Grundlage für die Charakterisierung ist die Standarddosis eines durchschnittlichen in der Schweiz ausgebrachten PSM, das PSM-Äquivalent (PSM-eq). Charakterisiert werden die 20 in der Schweiz meistverkauften Wirkstoffe sowie die etwa 80 Pestizide, welche im Sachbilanz-Datenbestand ecoinvent v1.2 enthalten sind (siehe dazu die vollständige Liste in Anh. A4).

Ressourcen

Bisher wurde im Konzept der ökologischen Knappheit einzig der Verbrauch energetischer Ressourcen berücksichtigt. Nun werden erstmals weitere Ressourcen – nämlich Süsswasser, Kies und Landnutzung – einbezogen, da diese zunehmend als ökologisch knapp beurteilt werden. Neu wird zudem bei den Energieressourcen zwischen erneuerbaren (begrenzte Erneuerungsrate) und nicht-erneuerbaren Energien (begrenzter Vorrat) unterschieden. Erneuerbare Energien erhalten einen Ökofaktor, da davon ausgegangen werden muss, dass auch für sie eine obere Nutzungsgrenze existiert.

Das vom Bundesrat langfristig angestrebte Ziel der 2000-Watt-Gesellschaft verlangt nebst Reduktion des Energieverbrauchs auch die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energieträger: Von den 2000 Watt pro Person sollen 1500 Watt aus erneuerbaren Quellen stammen. Folglich sollen erneuerbare Energieträger dreimal mehr Energie bereitstellen als die nicht erneuerbaren. Aus der politischen Bewertung folgt, dass 3 MJ Energie aus erneuerbaren Quellen gleich bewertet werden wie 1 MJ aus nicht erneuerbaren Energieträgern. Im Vergleich zu bisher werden nicht erneuerbare Energien spürbar höher bewertet, während erneuerbare praktisch denselben Wert beibehalten. Der Ökofaktor für erneuerbare Energie, der bislang nur auf Wasserkraft angewandt wurde, gilt neu auch für alle anderen Erzeugungsarten. Wie bei den Treibhausgasen wird ausgehend vom langfristigen Ziel, das im Jahr 2050 erreicht werden soll, ein Zwischenziel für das Jahr 2030 interpoliert.

Energieressourcen

In der Übersichtstabelle ist der durchschnittliche Ökofaktor für nicht erneuerbare Energieressourcen in UBPMJ-eq angegeben, während in Tab. 65 (Kap. 7.2.7) die einzelnen Primärenergieträger detailliert aufgelistet sind. Der Ökofaktor für den Energieverbrauch bewertet einzig die Knappheit der Energieressource. Die weiteren, über Emissionen der Energiebereitstellung und der Energienutzung verursachten Umweltwirkungen werden mittels Ökofaktoren für Luft-, Gewässer- und Bodenbelastung erfasst.

Die Fläche der Schweiz von 41 286 km² wird gemäss Arealstatistik aufgeteilt in die folgenden Nutzungsarten: Siedlungsflächen (Gebäude, Verkehrsflächen, Erholungs- und Grünanlagen, Deponien, Baustellen), landwirtschaftliche Nutzflächen (Wiesen, Ackerland, Obstgärten), bestockte Flächen (Wald, Gebüschwald, Gehölze), unproduktive Flächen (Fels, Eis, Seen, Flüsse, Gletscher).

Landnutzung

Die Siedlungsfläche wächst um rund einen Quadratmeter pro Sekunde, zumeist auf Kosten von Landwirtschaftsland im Mittelland. Gründe sind zunehmende Bevölkerung und steigende Flächenansprüche pro Person. Das in der «Strategie Nachhaltige Schweiz 2002» festgelegte Ziel der Landesregierung ist es, den zusätzlichen Bedarf möglichst durch eine Entwicklung nach innen, das heisst eine bessere Ausnützung der bestehenden Siedlungsfläche, zu decken. Der Boden soll haushälterisch genutzt und der Zersiedlung entgegengewirkt werden. Konkret soll längerfristig die Siedlungsfläche bei einer künftigen Bevölkerungszahl von 8.06 Mio. auf 400 m² pro Einwohner stabilisiert werden. Dies ergibt den kritischen Fluss.

Die Landnutzung wird aufgrund der Pflanzendiversität eines Landnutzungstyps charakterisiert. Der als Basis für die Charakterisierung verwendete Nutzungstyp «Siedlungsfläche» ist eine Mischung so unterschiedlicher Flächentypen wie städtische Grünflächen und Industrieareale. Masseinheit ist die während eines Jahres genutzte Siedlungsfläche (Äquivalent von Siedlungsflächen-Jahren, SF*a-eq). Landnutzungsformen mit grosser Pflanzendiversität wie Landwirtschaftsbrachen oder Waldränder erhalten aufgrund ihres positiven Umwelteffekts einen negativen Belastungsfaktor. In Tabelle 67 (Kap. 7.3.6) sind die Ökofaktoren einzelner Landnutzungstypen aufgeführt, die vollständige Liste findet sich in Anhang A5.

Kies in Lagerstätten ist ein wichtiges Material für Bildung und Schutz von Grundwasser. Abgebaute Kies wird hauptsächlich in der Bauwirtschaft verwendet, insbesondere zur Betonbeimischung und in Strassen- und Eisenbahntrassees. Kiesvorkommen erneuern sich sehr langsam: Nur etwa 1% des jährlichen Schweizer Kiesverbrauchs wird im gleichen Zeitraum in Flüssen neu gebildet. Da zudem die Kieslagerstätten von sehr unterschiedlicher Qualität sind und die abbaubare Menge deutlich geringer ist als das Vorkommen, wurde der Ökofaktor neu eingeführt.

Kies

Bei einer jährlichen Abbaumenge zwischen 30 bis 40 Mio. t reichen die jeweils für den Abbau ausgedehnten Schweizer Kiesreserven für 15 bis 20 Jahre. Obwohl die Ressource endlich ist, wird die momentane Abbaumenge von den zuständigen kantonalen Raumplanungsbehörden toleriert. Der kritische Fluss entspricht daher dem aktuellen Fluss. Mit dem zum ersten Mal ausgewiesenen Ökofaktor für Kies wird damit ein Spezialfall der Landnutzung, die legal und umweltverträglich abbaubare Kiesmenge, abgebildet.

Die Schweiz ist in der komfortablen Lage, mehr als genug sauberes Wasser zur Verfügung zu haben. Trotzdem verlangt der Bundesrat in der «Strategie Nachhaltige Schweiz 2002» mit Hinweis auf die weltweite Süsswasserproblematik auch für die Schweiz einen haushälterischen Umgang mit dieser Ressource.

Süsswasser

Süsswasser ist in manchen Regionen der Erde knapp, in anderen hingegen im Überfluss vorhanden. Die Ökofaktoren werden einerseits länderspezifisch (für die Schweiz und weitere OECD-Staaten) bestimmt, andererseits für sechs verschiedene Knappheitssituationen (tief, moderat, mittel, hoch, sehr hoch und extrem). Dies erlaubt – je nach vorliegender Sachbilanz – eine sehr differenzierte Betrachtungsweise. Damit kann erstmals – zum Beispiel in Ökobilanzen von Nahrungsmitteln – die tatsächlich beobachtbare Wasserknappheit in einer Herkunftsregion berücksichtigt werden. Bei spezifischen Fragestellungen können bei Bedarf regionale oder lokale Ökofaktoren selbst hergeleitet werden. Ist der Wasserverbrauch hingegen nicht differenziert ausgewiesen, kann als Näherung der ebenfalls berechnete Durchschnittswert der OECD-Länder herangezogen werden.

Die Knappheit des Süsswasserangebotes bemisst sich gemäss OECD über den Anteil des Bruttoverbrauchs am erneuerbaren Wasserangebot. Der Bruttoverbrauch setzt sich zusammen aus dem Trinkwasserbedarf sowie Wasserentnahmen für landwirtschaftliche Bewässerung und für industrielle Prozesse. Das erneuerbare Wasserangebot wird

berechnet aus dem Jahresniederschlag auf der Staatsfläche plus Zuflüsse aus Nachbarstaaten minus Verdunstung. Einen moderaten bis mittleren Druck auf die Wasserressourcen erachtet die OECD als tolerierbar. Davon ausgehend wird der kritische Fluss auf einen Bruttoverbrauch von 20 % des erneuerbaren Wasserangebotes festgelegt.

Der Schweiz stehen jährlich 53.5 km³ Wasser zur Verfügung. Der tolerable Druck auf die Schweizer Wasserressourcen liegt bei 20 % des Wasserangebotes, also bei 10.7 km³ pro Jahr. Der Bruttoverbrauch der Schweiz beträgt 2.57 km³ pro Jahr (rund 350 m³ pro Kopf und Jahr oder 1000 Liter pro Kopf und Tag), was knapp 5 % des erneuerbaren Wasserangebots entspricht. Obwohl somit in der Schweiz keine Wasserknappheit herrscht, kann es im Sommer zu örtlichen Verknappungen kommen. Diese zeitlich und örtlich begrenzten Situationen werden mit dem angegebenen Ökofaktor nicht abgebildet.

Allen OECD-Staaten zusammen steht ein erneuerbares Wasserangebot von jährlich 10 300 km³ zur Verfügung. Der tolerable Druck auf die Wasserressourcen liegt bei 2050 km³ pro Jahr. Der Bruttoverbrauch beträgt 1020 km³, also knapp 10 % des erneuerbaren Wasserangebots. Auch wenn generell in der Skala ebenfalls von einer «tiefen» Wasserknappheit gesprochen werden kann, liegt der Ökofaktor für den Durchschnitt der OECD-Staaten um einen Faktor 5 höher als der schweizerische. Die Daten und Ökofaktoren der einzelnen OECD-Staaten befinden sich in Anhang A6.

Viele weitere Länder weisen in der Skala 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 widerspiegelt die starke Übernutzung in Trockengebieten wie Saudi-Arabien, wo mehr Süßwasser (vor allem Grundwasser) genutzt wird als durch Niederschlag und Zuflüsse zur Verfügung steht. Tabelle 72 (Kap. 7.5.5) zeigt die Ökofaktoren für die Stufen der Knappheitsskala, während Tabelle 74 (Kap. 7.5.7) modellhaft verschiedene Staaten in die Knappheitsskala einteilt.

Abfälle

Nachfolgend wird einerseits der Ökofaktor für Stoffe in oberirdischen Reaktordeponien beschrieben, andererseits für die untertage deponierten Sonderabfälle und die radioaktiven Abfälle.

In der Schweiz dürfen gemäss Umweltschutzgesetz keine Abfälle in Deponien abgelagert werden, die zu langfristigen Problemen führen können. Indikator für das «Reaktionspotential» von Abfall ist der darin enthaltene Kohlenstoff (C), der möglichst gering gehalten werden soll. Die Abfälle in Oberflächendeponien werden deshalb über ihren Kohlenstoffgehalt bewertet. Schlacke enthält geschätzte 4 % C, der übrige durchschnittliche Abfall auf Reaktordeponien 15 %. Die jährlich abgelagerte Menge an Schlacke beträgt 661 500 t, der übrige Reaktordeponieabfall 473 000 t. Daraus lässt sich der aktuelle C-Fluss berechnen.

Kohlenstoff in Reaktordeponien

Das Ziel für den C-Gehalt in Reaktordeponieabfällen beträgt gemäss BAFU 7%, woraus sich der kritische Fluss bestimmen lässt. Der Ökofaktor wird hier erstmalig aufgeführt. Die Abfälle für Inertstoff- und Reststoffdeponien enthalten praktisch kein reaktionsfähiges organisches Material und werden bei den jährlichen Flüssen zur Bestimmung des Ökofaktors nicht berücksichtigt.

In der Schweiz gibt es keine Untertagedeponien. Die anfallenden Sonderabfälle von 1.1 Mio. t pro Jahr werden zu 90 % im Inland behandelt. Rund ein Drittel wird verbrannt, der Rest wird entweder rezykliert, physikalisch-chemisch behandelt oder in einer Reststoffdeponie abgelagert.

Sonderabfälle in
Untertagedeponien

Die restlichen 10 % der Sonderabfälle werden exportiert. Wiederum ein Drittel davon sind Filterstäube der Kehrlichtverbrennungsanlagen, die in Untertagedeponien eingelagert werden. Da diese Abfälle nicht sinnvoll in der Schweiz eingelagert werden können, wird der aktuelle Fluss toleriert und für die Festlegung der Gewichtung mit dem kritischen Fluss gleichgesetzt. Der gegenüber 1997 leicht höhere Ökofaktor berücksichtigt ausschliesslich diese eingelagerten Sonderabfälle.

Strom aus Kernkraftwerken (KKW) verursacht radioaktive Abfälle, die eines Tages endgelagert werden müssen. Die Gefährlichkeit radioaktiver Abfälle hängt einerseits von deren Langlebigkeit (Halbwertszeit) ab, andererseits von Art und Intensität ihrer Strahlung. Das schweizerische Endlagerkonzept teilt die Strahlenabfälle in zwei Kategorien ein:

Radioaktive Abfälle
in Endlagerstätten

1. kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) stellen nach relativ kurzer Zeit nur noch eine geringe Gefahr dar. Es wird mit einer notwendigen Verschlusszeit von 500 Jahren gerechnet.
2. langlebige mittelaktive Abfälle (LMA), hochaktive Abfälle (HAA) und abgebrannte Brennelemente (BE) müssen mindestens 100 000 Jahre sicher verwahrt werden.

Das Kernenergiegesetz verlangt, dass die in der Schweiz anfallenden radioaktiven Abfälle im Inland entsorgt werden. Für das dafür notwendige Endlager ist kein baldiger Standortentscheid zu erwarten.

Inklusive Umhüllungsmaterialien und ausgehend von einer Laufzeitverlängerung der Kernkraftwerke von 40 auf 60 Jahre werden in der Schweiz rund 8300 m³ BE, rund 1000 m³ HAA aus der Wiederaufbereitung und 3460 bis 7260 m³ LMA anfallen. Insgesamt soll das Tiefenlager also rund 16 000 m³ langlebige hoch- und mittelradioaktive Abfälle aufnehmen können. Für die Endlagerung der ebenfalls zum überwiegenden Teil aus Betrieb und Stilllegung von KKW anfallenden SMA ist ein Lagervolumen von rund 115 000 m³ vorgesehen.

Ein politischer Konsens für die tolerierbare Menge radioaktiver Abfälle existiert nicht. Sowohl eine Festlegung in der Höhe des aktuellen Flusses als auch auf Null liesse sich begründen. Im Sinne einer Näherung wird für die Bestimmung des Ökofaktors der kritische Fluss auf die Hälfte des aktuellen Flusses festgelegt. Dies widerspiegelt die momentane Situation, in der zwar Anstrengungen bezüglich Endlagerung unternom-

men werden, aber kein konkretes Bauprojekt vorliegt. Gegenüber 1997 hat sich der Ökofaktor für SMA nicht verändert, für BE/LMA/HAA liegt er neu bei 40 % des bisherigen Werts.

Lärm

Lärmbelastung ist ein allgegenwärtiges Problem, das vor allem die Städte stark betrifft. Hauptquellen sind Strassen- und Schienenfahrzeuge, land- und forstwirtschaftliche Maschinen, Flugzeuge, Motorboote sowie Baustellen, Schiess- und Sportplätze. Die Lärmschutzverordnung definiert das zu erreichende Lärmziel – in Analogie zum Vorsorgeprinzip – als das technisch und betrieblich Mögliche sowie wirtschaftlich Tragbare. Zudem soll die betroffene Bevölkerung nicht erheblich gestört werden.

Das Grundproblem bei der Bewertung von Lärm ist, dass Schall im Vergleich zu stofflichen Emissionen einerseits schnell vergänglich und daher immer lokal begrenzt ist. Andererseits ist die Bewertung nur über die Immissionssituation möglich, die zudem subjektiver Wahrnehmung unterliegt. Für Strassenverkehrslärm wurde zwar eine Bewertungsmethode im Rahmen der ökologischen Knappheit erarbeitet; sie ist jedoch nicht ohne weiteres auf Lärm aus anderen Quellen übertragbar und würde in ihrer ursprünglichen Form zu einer einseitigen Bewertung des Strassenverkehrs führen. Da also keine allgemein anwendbare Methode zur Lärmbewertung in Ökobilanzen existiert, wurde auf die Herleitung eines Ökofaktors zum jetzigen Zeitpunkt verzichtet.

1 > Einleitung

1.1 Stellung der Methode in einer Ökobilanz

Die Methode der ökologischen Knappheit erlaubt die Gewichtung von Umwelteinwirkungen im Rahmen einer Ökobilanz von Produkten, Prozessen oder ganzen Organisationen (Werk, Firma, etc.).

Die Methode verlangt als Eingabegrößen die Ergebnisse einer Sachbilanz (Inventory). Als Resultat ergibt sich eine Gewichtung dieser Sachbilanz-Daten, ausgedrückt in der Einheit «Umweltbelastungspunkte (UBP)». Mit anderen Worten: die Sachbilanzgrößen (z. B. CO₂-Emissionen) werden mit dem jeweiligen Ökofaktor (in diesem Fall 310 UBP/kg CO₂) multipliziert, um die Umweltbelastungspunkte der entsprechenden Größen zu bekommen, die dann zu einer Gesamtpunktzahl summiert werden können.

Für ein Unternehmen oder andere Interessierte kann es aufschlussreich sein, die Umwelteinwirkungen von Produkten oder eines Betriebes auf diese Art zu bewerten, da durch die Umweltbelastungspunkte die Prioritäten der staatlichen Umweltpolitik widerspiegelt werden. Die Resultate der Bewertung können in der Produkteentwicklung wie auch im Management, im Einkauf oder in der Beratung als Entscheidungsgrundlage dienen.

1.2 Begriffe

Die im vorliegenden Bericht dargestellte Methode ist unter verschiedenen Bezeichnungen bekannt, so als «Methode der ökologischen Knappheit», «Methode BUWAL 133», «Stoffflussmethode», «Ökopunktmethode», «UBP-Methode» und weitere mehr. Im Englischen sind «Ecological Scarcity Method», «Ecoscarcity Method» und «Eco-Points Method» die am häufigsten verwendeten Bezeichnungen. In dieser Publikation wird als Methodename «**Methode der ökologischen Knappheit**» verwendet. Als Bezeichnung für die Masseinheit haben sich «Umweltbelastungspunkte» (UBP) bzw. im englischen «eco-points» (EP) eingebürgert.

1.3 Struktur des Berichtes

Der Bericht beginnt im Kapitel 2 mit den Grundlagen der Methode der ökologischen Knappheit. Darin wird die zur Berechnung der Ökofaktoren verwendete Formel erklärt und in zwei Unterkapiteln mit Regeln zur Herleitung (Kap. 2.2), zur Anwendung (Kap. 2.3) und zur Datenqualität (Kap. 2.4) genauer spezifiziert. Die Herleitungen der

Ökofaktoren finden sich ab Kapitel 3, wobei die darin verwendeten Charakterisierungen im vorhergehenden Kapitel 2.5 separat erklärt sind.

Die Struktur der Methodikkapitel folgt ebenso wie diejenige zu den einzelnen Ökofaktoren den Grundzügen der Formeldarstellung beziehungsweise der Berechnungsabfolge. Dies ergibt folgende Struktur:

1. Ökologische Relevanz (nur bei den Kapiteln zu den einzelnen Ökofaktoren)
2. Charakterisierung (sofern diese zur Anwendung kommt)
3. Normierung
4. Gewichtung (mit den Unterkapiteln aktueller und kritischer Fluss)
5. Ökofaktor
6. Anwendungsanweisungen (sofern notwendig)

2 > Methodische Grundlagen

2.1 Die Methode der ökologischen Knappheit

2.1.1 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»).

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; globale und lokale Wirkungskategorien werden dabei – bei der Bestimmung der Zielwerte – auf die schweizerische Ebene umgerechnet. Die Methode ist auch für andere Regionen anwendbar. So wurden Ökofaktoren beispielsweise für Holland, Norwegen, Schweden (Nordic Council of Ministers 1995, Tab. A22/A23), Belgien (SGP 1994) und Japan (Miyazaki et al. 2004) entwickelt.

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, 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 Kap. 2.1.3) bestimmt werden können.

2.1.2 Bisherige Formel und Herleitung der neuen 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. Die von Braunschweig (1982) vorgeschlagene logistische Funktion wurde durch eine Funktion abgelöst, 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:

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

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
UBP	=	Umweltbelastungspunkt (die Einheit des bewerteten Ergebnisses)

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

- > Die internationale Ökobilanznorm ISO 14042 gibt eine Grundstruktur der Wirkungsabschätzung vor. Diesen Vorgaben soll, wie in Abschnitt 2.1.3 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 bisher keinen Ökofaktor für die Ressource Süßwasser. In Ökobilanzen von Nahrungsmitteln und Rohstoffen aus ariden Gebieten (z. B. Tomaten aus Südspanien, Baumwolle aus Indien) konnten diese unter Umständen umweltrelevanten Aspekte nicht berücksichtigt werden. Die neue 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 bisher angewendete Charakterisierung wirkungsgleicher Schadstoffe (Beispiel = GWP und CO₂) beibehalten, durch eine Systematisierung aber gleichzeitig erleichtert wird,
- > bei der Anwendung der Ökofaktoren alles beim Alten bleibt, indem eine Tabelle mit den Ökofaktoren 2006 zur Verfügung gestellt wird, mit denen die Sachbilanzergebnisse gewichtet werden können.

Die Darstellung der bisherigen Gleichung (1) (Ahbe et al. 1990; Brand et al. 1998) wird leicht geändert. Mathematisch ändert sich an der Formel dadurch zunächst nichts. Die in (2) und (3) dargestellte Herleitung der neuen Gleichung für gesamtschweizerische jährliche Flüsse eines Einzelschadstoffes aus der ursprünglichen Gleichung (1) zeigt, dass die beiden Darstellungsweisen im Ergebnis identisch sind.

In der bisherigen 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 neue Ökofaktor-Formel (4), die im folgenden Abschnitt erläutert wird.

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

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

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

2.1.3 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 14042, in die drei Elemente

Die Formel

- > Charakterisierung,
- > Normierung und
- > Gewichtung

gliederbar (International Organization for Standardization (ISO) 2000). Ausgangspunkt für die neue Ökofaktor-Formel bildet die oben hergeleitete Gleichung (3).

Der Ökofaktor ist für jede Umwelteinwirkung wie folgt definiert:

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{K}_{\substack{\text{Charakterisierung} \\ \text{(optional)}}} \cdot \underbrace{\frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n}}_{\text{Normierung}} \cdot \underbrace{\left(\frac{F}{F_k}\right)^2}_{\text{Gewichtung}} \cdot \underbrace{c}_{\text{Konstante}} \quad (4)$$

- 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 Kapitel 2.2.4 erörtert. Charakterisierung wurde bereits in der letzten Version der Methode der ökologischen Knappheit eingeführt (Klimaänderung, Ozonschichtabbau, Versauerung und Primärenergie).

Die Charakterisierung

Die Normierung dient dem Anpassen der Knappheitssituation (Gewichtung) an die aktuellen Emissionen/Ressourcenentnahmen einer Region. Auch ISO 14042 und die einschlägigen SETAC-Publikationen 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**». Dazu verwendet die Methode einerseits die gesamten gegenwärtigen Flüsse einer Umwelteinwirkung (aktuelle Flüsse) und andererseits die im Rahmen der umweltpolitischen Ziele als maximal zulässig erachteten Flüsse derselben Umwelteinwirkung (kritische

Die Gewichtung

Flüsse). Je nach Ausgestaltung des Umweltziels beziehungsweise der Umweltgesetzgebung werden einzelne Substanzen oder (charakterisierte) Umweltwirkungen betrachtet.

Das Verhältnis aktueller zu kritischem Fluss wird als Quadrat berücksichtigt. Dies hat den Effekt, dass starke Überschreitungen vom Zielwert (kritischer Fluss) überproportional 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 kritischem 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 immer 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 «30 UBP pro Gramm SO_2 », beziehungsweise «Umweltbelastungspunkte (UBP) pro Umweltwirkungseinheit», beispielsweise «0.31 UBP pro Gramm CO_2 -Äquivalente».

Der Ökofaktor

Die Formel in ihrer neuen Darstellung erlaubt es, neu 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 die Differenzierungsmöglichkeiten.

2.1.4 Regionalisierung von Ökofaktoren

Die Aufteilung des Ökofaktors in Charakterisierung, Normierung und Gewichtung erlaubt neu 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 in unserem Fall die Schweiz (siehe Gleichung (5)). Gleichung (5) entspricht der Gleichung (1), wenn Region 1 mit der Schweiz identisch ist.

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

mit:	K	=	Charakterisierungsfaktor eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource
	F_n^{CH}	=	Normierungsfluss: Aktuelle jährliche Fracht eines Schadstoffs, einer Ressource oder einer charakterisierten Umweltwirkung, bezogen auf die Schweiz
	$F^{Region 1}$	=	Aktueller Fluss: Aktuelle jährliche Fracht eines Schadstoffs, einer Ressource oder einer charakterisierten Umweltwirkung, bezogen auf die Region 1
	$F_k^{Region 1}$	=	Kritischer Fluss: Kritische jährliche Fracht eines Schadstoffs, einer Ressource oder einer charakterisierten Umweltwirkung, bezogen auf die Region 1
	c	=	$10^{12}/a$
	UBP	=	Umweltbelastungspunkt (die Einheit des bewerteten Ergebnisses)

Es gibt drei Anwendungsfälle für diese regionalisierte Ökofaktorenberechnung:

1. Ein Gewichtungsfaktor, welcher für eine bestimmte Region ermittelt wurde, lässt sich auf die Schweiz normieren und so in die Bewertung integrieren. So kann z. B. für den Süßwasserverbrauch in Nordafrika 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 Nordafrika Rechnung getragen werden. Mit der Normierung am aktuellen Schweizer Fluss ergibt sich ein mit schweizerischen Ökofaktoren kompatibler Ökofaktor, welcher die Knappheitsverhältnisse in Nordafrika repräsentiert. Mit diesem Ökofaktor kann nun ein in Nordafrika 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 Gewässer beispielsweise ist stark unterschiedlich. Mittellandseen wie der Greifensee oder der Hallwilersee sind stärker mit Phosphor belastet als beispielsweise der Brienersee oder der Bodensee. Massnahmen bei stärker vorbelasteten Seen führen zu einer stärkeren Reduktion der Umweltauswirkungen.
3. Wenn sich die schweizerische Umweltpolitik an verbindlichen internationalen Zielsetzungen orientiert, können Gewichtungsfaktoren anhand dieser Ziele für grössere Gebiete als die Schweiz berechnet werden. 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) zeigt ein Beispiel mit zwei Regionen:

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

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 wird ein solcherart differenzierter Ökofaktor tendenziell höher wiegen als der entsprechende einheitliche Ökofaktor. Eine räumliche Differenzierung ist also mathematisch nicht neutral sondern gibt den stärker belasteten Regionen ein höheres Gewicht.

2.1.5 Zeitliche Differenzierung von Ökofaktoren

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

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

mit: K = Charakterisierungsfaktor eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource
 F_n^{Jahr} = Normierungsfluss: Aktuelle jährliche Fracht eines Schadstoffs, einer Ressource oder einer charakterisierten Umweltwirkung, bezogen auf die Schweiz
 $F^{\text{Periode 1}}$ = Aktueller Fluss: Aktuelle Fracht eines Schadstoffs, einer Ressource oder einer charakterisierten Umweltwirkung, während der Zeitperiode 1 (z. B. tagsüber oder Sommerhalbjahr), bezogen auf die Schweiz
 $F_k^{\text{Periode 1}}$ = Kritischer Fluss: Kritische Fracht eines Schadstoffs, einer Ressource oder einer charakterisierten Umweltwirkung, während der Zeitperiode 1 (z. B. tagsüber oder Sommerhalbjahr), bezogen auf die Schweiz
 c = $10^{12}/a$
 UBP = Umweltbelastungspunkt
(die Einheit des bewerteten Ergebnisses)

Die daraus sich 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.

2.1.6 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 lässt². 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 bisherige Ökofaktor-Formel erlaubte es nicht, Schadstoffgruppen frei zu differenzieren, da jede Aufteilung von Stoffflüssen zu spürbar höheren Ökofaktoren führte. Die neue Formeldarstellung bietet für diese Situationen eine elegante Lösung:

Ökofaktoren für Teile einer Schadstoffgruppe können neu 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.

² Dies obwohl man davon ausgehen muss, dass PM2.5 tendenziell schädlicher sind als die Gesamtheit der PM10.

Da die Untergruppen PM_{2.5} und PM_{2.5-10} dasselbe relative Reduktionsziel aufweisen, ist der Gewichtungsfaktor für PM₁₀, für PM_{2.5-10} und für PM_{2.5} identisch. Daraus resultieren für PM₁₀, PM_{2.5} und PM_{2.5-10} dieselben Ökofaktoren.

$$\text{Ökofaktor}^{PM_{10}} = K \cdot \frac{1 \cdot UBP}{F_n^{PM_{10}}} \cdot \left(\frac{F^{PM_{10}}}{F_k^{PM_{10}}} \right)^2 \cdot c \quad (9a)$$

$$\text{Ökofaktor}^{PM_{2.5}} = K \cdot \frac{1 \cdot UBP}{F_n^{PM_{10}}} \cdot \left(\frac{F^{PM_{2.5}}}{F_k^{PM_{2.5}}} \right)^2 \cdot c \quad (9b)$$

$$\text{Ökofaktor}^{PM_{2.5-10}} = K \cdot \frac{1 \cdot UBP}{F_n^{PM_{10}}} \cdot \left(\frac{F^{PM_{2.5-10}}}{F_k^{PM_{2.5-10}}} \right)^2 \cdot c \quad (9c)$$

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 separat zu betrachten. Bei den PM₁₀ Emissionen ist dies für Dieseldruck-Emissionen der Fall.

2.2 Grundsätze zur Herleitung von Ökofaktoren

2.2.1 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 befindet sich ausserhalb der Systemgrenzen.

2.2.2 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.

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

2.2.4 Verwendung von Charakterisierungsfaktoren

Die grundlegende Bedingung für die Anwendung von Charakterisierungsfaktoren ist die **Übereinstimmung der Charakterisierung mit der Intention des Gesetzgebers**. So werden mit dem CO₂-Gesetz zwar nur die CO₂-Emissionen geregelt, dies jedoch im Hinblick auf eine Reduktion des schweizerischen Beitrags zur Klimaänderung. Somit ist eine Charakterisierung angezeigt. Zudem gilt:

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

2.2.5 Bestimmung der Normierung

Die zur Gewichtung herangezogenen aktuellen Flüsse sind in der Regel identisch mit den für die Normierung zu verwendenden Flüsse. 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 (Kap. 2.2.11) immer nur über

das strengste Ziel bewertet. Ist für einen Fluss ein anderes Ziel strenger, darf die Normierung diesen Fluss nicht mehr enthalten.

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 auf «schweizerische» Frachten umgerechnet werden.
- > Sind diese nicht bekannt, sollen jährliche Frachten eines einzelnen Industriestaates verwendet werden, ebenfalls korrigiert um das Verhältnis der Bevölkerung.

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

2.2.6 Bestimmung der Gewichtung

Durch die neue Darstellung der Formel entsteht neu 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 Umweltwirkungen quantifiziert.

Der Gewichtungsterm ist einheitenlos. Daher müssen aktueller und kritischer Fluss in denselben Einheiten verwendet werden.

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

Die aktuellen Flüsse sind immer hinsichtlich des Reduktionsziels zu bestimmen. Die Bezugsgrundlage für den aktuellen und kritischen Fluss soll dieselbe sein. Zum Beispiel bezieht sich das CO₂-Gesetz nur auf CO₂ Emissionen bestimmter Quellen, wohingegen das Kyoto-Protokoll alle Treibhausgase umfasst. Der aktuelle Fluss muss

Aktueller Fluss

dem Ziel, beziehungsweise dem kritischen Fluss, entsprechend berechnet werden. Meistens ist der aktuelle Fluss identisch zum Normierungsfluss.

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 verbindlichen politischen Absichtserklärungen abgestellt (zum Beispiel die Absicht zur Begrenzung der Siedlungsfläche als Grundlage für die Bewertung der Landnutzung).

Kritischer Fluss

2.2.7 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.

2.2.8 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 2002a) 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 (siehe Bestimmung des Ökofaktors für CO₂, Kap. 3.2).

2.2.9 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 heutige 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 diese 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.

2.2.10 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 Kap. 4.3). In solchen Fällen sollen regionalisierte Ökofaktoren angewendet werden, um den gesamtschweizerischen Ökofaktor zu bestimmen (siehe auch Kap. 2.1.4).

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

Bei einigen Ökofaktoren existieren mehrere mögliche Arten zur Herleitung. 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.

2.3 Grundsätze zur Anwendung der Ökofaktoren

2.3.1 Auswahl der Stoffe

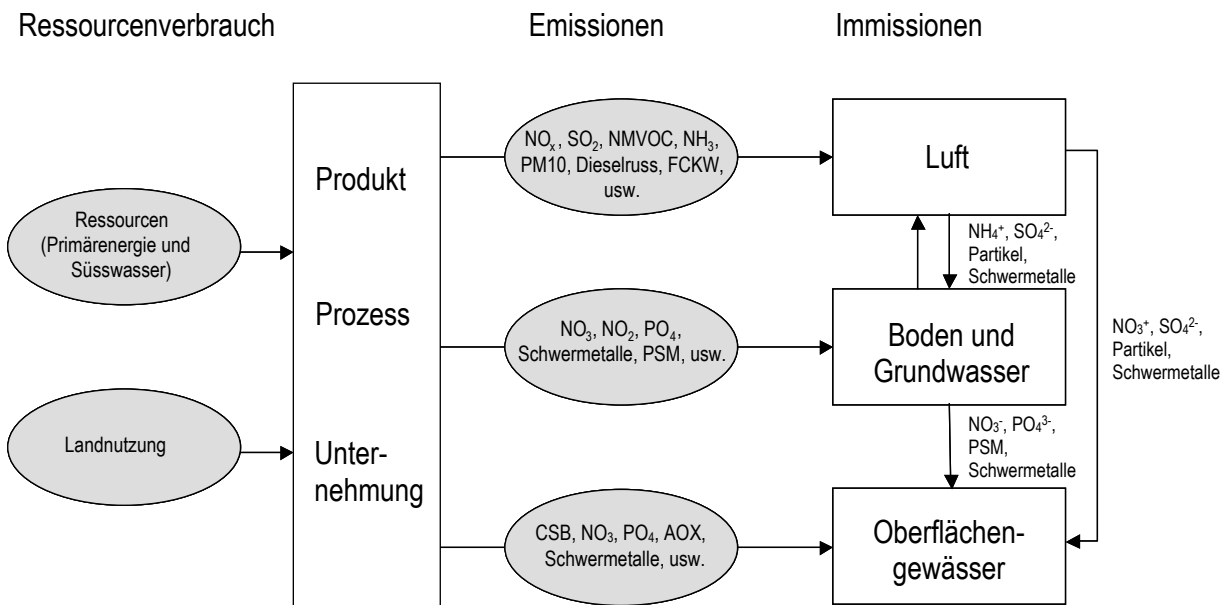
Die ökologische und politische Relevanz ist massgebend für die Auswahl der Substanzen. Die Liste der gewichtbaren Umwelteinwirkungen ist dadurch begrenzt. Denn die Umweltpolitik setzt bei weitem nicht für alle Stoffe Ziele fest, insbesondere für diejenigen nicht, die in der Schweiz und Europa wenig Umweltrelevanz haben (wie z. B. Emissionen von Sulfat in Gewässer) oder zu denen noch zu wenig bekannt ist (z. B. Lärm). Durch die konsequentere Verwendung von Charakterisierung konnte die Stoffliste gegenüber Brand et al. (1998) trotzdem deutlich erweitert werden.

Die meisten Ökofaktoren aus dem bisherigen Bericht (Brand et al. 1998) werden weitergeführt, zum Teil sind sie jedoch anders hergeleitet. So wird zum Beispiel Abfall in Oberflächendeponien nicht mehr über einen speziellen Volumen-Ökofaktor bewertet. Neu wird der Kohlenstoffgehalt in Abfällen bewertet, die in Reaktordeponien entsorgt werden.

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» (Kap. 6.1.2) zu finden. Abb. 1 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, da andernfalls eine Doppelzählung erfolgen würde.

Abb. 1 > Übersicht zur Systemabgrenzung

Die durch Ökofaktoren bewerteten Umwelteinwirkungen sind grau hinterlegt.



2.3.2 Räumliche und zeitliche Gültigkeit der Ökofaktoren

Ökoinventare von Produkt-Systemen beinhalten meist global verteilte Emissionen und Verbräuche. In der Anwendung der Ökofaktoren ist deshalb zu berücksichtigen, dass jede Emission so gewichtet wird, wie wenn sie in der Schweiz stattfände (ausser Süswasser, sofern die Sachbilanz entsprechend differenziert ist, und radioaktive Emissionen 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 benötigen. 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 belaste-

ten Gebiet). Solche «privaten» oder wissenschaftlich basieren 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 1997 mit derjenigen von 2006 zeigt, haben sich jedoch die politischen Zielvorgaben, d.h. die kritischen Flüsse, meist nur wenig 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.

2.4 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. 1 > 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

2.5

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 CO₂-Äquivalente (CO₂-eq.).

Die Charakterisierungsfaktoren basieren auf wissenschaftlichen Kenntnissen zur relativen Wirkung hinsichtlich der charakterisierten Umweltwirkung. Bei den Treibhausgasen bedeutet zum Beispiel der Charakterisierungswert für Lachgas (N₂O) von 296 kg CO₂-eq./kg N₂O, dass 1 kg N₂O die gleiche Treibhauswirksamkeit entfaltet wie 296 kg CO₂.

Bei der Methode der ökologischen Knappheit ist die Anwendung von Charakterisierung dann zulässig, wenn die entsprechende Umweltwirkung bei der Festlegung des Ziels eine massgebliche Rolle gespielt hat. So ist bei den Treibhausgasen lediglich das CO₂-Reduktionsziel gesetzlich verankert. Da es jedoch die Absicht des Gesetzgebers ist, damit einen Beitrag zur Begrenzung der globalen Klimaänderung zu leisten, 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 (beziehungsweise 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.

Mit der neuen Darstellung der Formel wird ein expliziter Charakterisierungsterm (K) eingeführt. Auch in den bisherigen Berichten zu den Umweltbelastungspunkten (Brand et al. 1998) wurde Charakterisierung teilweise bereits verwendet, aber nicht formal in die UBP-Formel eingeführt. Tab. 2 listet die im vorliegenden Bericht verwendeten Charakterisierungen auf und stellt sie zudem denjenigen von UBP97 gegenüber.

Tab. 2 > Charakterisierungsmethoden, die in UBP97 und UBP06 verwendet werden

	Abk.	Bezugs-Einheit	Implementierung		
			UBP97	UBP06	Quelle 2006
Treibhauspotenzial (Global Warming Potential)	GWP	CO ₂ -eq.	Ja	Kap. 3.2	IPCC 2001
Ozonschichtzerstörungspotenzial (Ozone Depletion Potential)	ODP	R11-eq.	Ja	Kap. 3.3	UNEP 2000
Versauerungspotenzial (Acidification Potential)	AP	SO ₂ -eq.	teilweise	Kap. 3.7	Guinée et al. 2001
Charakterisierung radioaktive Emissionen		C-14-eq.	Nein	Kap. 4.6	Frischknecht et al. 2000
Charakterisierung hormonaktive Substanzen		E2-eq.	Nein	Kap. 4.11	Rutishauser et al. 2004
Charakterisierung Pflanzenschutzmittel	PSM	PSM-eq.	Nein	Kap. 6.3	based on the Danish indicator in OECD 2001
Charakterisierung Primärenergie-Ressourcen		MJ-eq.	Nein	Kap. 7.2	Schweizerischer Bundesrat 2002b
Ökosystem-Schadenspotenzial durch Landnutzung (Ecosystem Damage Potential)	EDP	Siedlungsflächen-eq.	Nein	Kap. 7.3	Köllner 2001

Die Quellenangaben beziehen sich auf UBP06

3 > Emissionen in die Luft

3.1 Einleitung

3.1.1 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 ozonschichtabbauende 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 schweizerische Prozesse, sondern auch für im Ausland ablaufende 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. 3 zusammengestellt. Es ist zudem in groben Kategorien angegeben, welche Wirkungen die Schadstoffe haben und welche davon für die Festlegung des Ökofaktors massgeblich ist.

Tab. 3 > Wirkungsmechanismen der bewerteten Luftschadstoffe

	Umwelt							Mensch					Charakterisierung	Bemerkungen	
	Treibhauseffekt (GWP)	Ozonschichtzerstörung (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	
Ozonschichtabbauende Substanzen	x	#	x											ODP	
NMVOCs			#			x		x	x		x	x		POCP	
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
Benzol			x						#	(x)		x		-	Anwendung Vorsorgeprinzip
Dioxine/Furane									#		x	x		(I-TEQ)	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

x Wirkung, bzw. Zusammenhang nachgewiesen
(x) Wirkung, bzw. Zusammenhang vermutet
Für die Bestimmung des Ökofaktors massgebliche Wirkung
* Mehrere Wirkungen massgeblich

3.2 CO₂ und weitere Treibhausgase

3.2.1 Ökologische Wirkung

Die globale Erwärmung um 0.4 bis 0.8 °C in den vergangenen 100 Jahren und der gleichzeitige Anstieg des Meeresspiegels um 10 bis 20 cm dürften durch die menschlich verursachte Verstärkung des Treibhauseffektes mitverursacht sein (IPCC 2001, S. 2; Schweizerischer Bundesrat 1997). Modellrechnungen zeigen, dass zwischen 1990 und 2100 eine Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur um 1.4 bis 5.8 °C und ein Anstieg des Meeresspiegels um 10 bis 90 cm zu erwarten sind. Es soll zudem regional unterschiedlich mehr Niederschlag und Extremereignisse geben. Es wird vermutet, dass sich die globale Temperatur in den letzten 10 000 Jahren zu keiner Zeit in vergleichbarer Geschwindigkeit verändert hat (IPCC 2001, S. 15; Schweizerischer Bundesrat 1997).

Die Strategie Nachhaltige Entwicklung (Schweizerischer Bundesrat 2002a) nennt die Reduktion der CO₂-Emissionen als ein prioritäres umweltpolitisches Ziel. Es sind mehrere Massnahmen in Kraft oder in Vorbereitung (Energie Schweiz, CO₂-Abgabe, Kyoto-Protokoll), die auf eine Reduktion der CO₂-Emissionen hinwirken sollen. 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 einige tausend mal höher liegen kann als diejenige von CO₂, haben sie an der Gesamtbilanz der Schweiz nur einen geringen Anteil (Tab. 5).

3.2.2 Charakterisierung

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

Als Referenz für die Treibhauspotentiale (GWP, global warming potential) verschiedener Gase dient die aktuelle Publikation des IPCC (2001). 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 (Tab. 4, vollständige Liste in Anhang A2), so auch für die Charakterisierung in diesem Bericht.

Tab. 4 > Treibhauspotentiale der im Kyoto- und Montreal Protokoll geregelten Substanzen

		GWP100	
		Used in this report (IPCC 2001) (CO ₂ -eq.)	Used in the Kyoto Protocol (Houghton et al. 1996) (CO ₂ -eq.)
Kohlendioxid	CO ₂	1	1
Methan	CH ₄	23	21
Lachgas	N ₂ O	296	310
Fluorchlorkohlenwasserstoffe	FCKW/HFCKW	120–14 000	90–8 100
teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe	HFKW	12–12 000	140–11 700
Perfluorierte Kohlenwasserstoffe	PFKW	5 700–11 900	6 500–9 200
Schwefelhexafluorid	SF ₆	22 200	23 900

Der aktuelle IPCC-Bericht (IPCC 2001) bewertet die relative Treibhauswirksamkeit meist leicht höher 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.

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

3.2.3 Normierung

Die Schweiz hat sich mit der Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls verpflichtet, ihre Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Obwohl das Reduktionsziel beim CO₂-Gesetz ausschliesslich das Kohlendioxid betrifft, macht der schweizerische Bundesrat in der Botschaft zum CO₂-Gesetz (Schweizerischer Bundesrat 1997) und in seiner «Strategie Nachhaltige Entwicklung» deutlich (Schweizerischer Bundesrat 2002a), dass die schweizerische Klimapolitik eine Reduktion der Emissionen aller Treibhausgase anstrebt.

Da eine Charakterisierung mit den aktuellen GWPs (IPCC 2001) vorgenommen wird, geschieht die Normierung ebenfalls am mit diesen GWPs berechneten Gesamtfluss an Treibhausgasen. Dies führt zu einem Normierungsfluss von 53.034 Mio. t CO₂-eq/a (siehe Tab. 5).

Tab. 5 > Emissionen von Treibhausgasen in der Schweiz

gemäss FOEN (2006), gewichtet mit der Treibhauswirksamkeit (GWP100) gemäss IPCC (2001)

	GWP ₁₀₀ (IPCC 2001) (CO ₂ -eq.)	Emissionen 2004 (1 000 t CO ₂ -eq)	Prozentualer Anteil an Treibhausgasemissionen
CO ₂	1	45 436	86 %
CH ₄	23	3 661	6.9 %
N ₂ O	296	3 075	5.8 %
HFKW	12–12 000	618	1.2 %
PFKW	5 700–11 900	67	0.1 %
SF ₆	22 200	176	0.3 %
Total		53 034	100 %

3.2.4 Gewichtung

In der Schweiz bestehen zwei politische Zielvorgaben für CO₂ resp. Treibhausgase: Zum einen das Kyoto-Protokoll, welches mit dem CO₂-Gesetz operationalisiert ist, das eine Reduktion der CO₂-Emissionen um 10 % bis 2010 gegenüber 1990 anstrebt. Zum anderen wird jedoch bereits in der Botschaft zum CO₂-Gesetz (Schweizerischer Bundesrat 1997) erwähnt, dass dies für eine Stabilisierung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre nicht ausreicht, sondern langfristig eine Reduktion um 70–80 % notwendig sei.

Diese zwei sehr unterschiedlichen Ziele, die für ganz unterschiedliche Zeitpunkte gelten, schaffen ein Spannungsverhältnis. Das Prinzip, dass bei mehreren Reduktionszielen der grösste resultierende Ökofaktor Verwendung findet, kann hier nicht angewendet werden, da beide Ziele auf demselben Reduktionspfad liegen, aber zu einem unterschiedlichen Zeitpunkt. Zudem würde die Verwendung eines in ferner Zukunft liegenden Zieles die Problematik und Dringlichkeit gegenüber anderen Umweltproblemen stark überbetonen. Dagegen ist das erste Ziel zwischenzeitlich sehr kurzfristig (4 Jahre) und widerspiegelt die Problematik der globalen Erwärmung seinerseits ebenfalls ungenügend. Ein angemessener Ökofaktor muss folglich zwischen diesen beiden Endpunkten liegen.

Der Entwurf zum Stromversorgungsgesetz nennt das Jahr 2030 als konkreten Zielzeitpunkt für den Anteil erneuerbarer Energien an der schweizerischen Elektrizitätserzeugung. Dies kann als aktueller Zeithorizont der Politik in Klima- und Energiebelangen interpretiert werden.

Aktueller und kritischer Fluss für den Zeithorizont 2010 (CO₂-Gesetz)

Die Reduktionsvorgabe im CO₂-Gesetz bezieht sich auf die Kohlendioxid-Emissionen ausschliesslich aus der energetischen Nutzung von Brenn- und Treibstoffen. Andere Quellen sind vom Gesetz nicht betroffen. Das Bezugsjahr ist 1990. Somit liegt der

aktuelle Fluss tiefer als in Tab. 5 aufgeführt. Er beläuft sich auf 41.1 Mio. t CO₂/a (BUWAL 2005b, Tabelle 2).

Das CO₂-Gesetz definiert eine Reduktion bei den Brenn- und Treibstoffen um 10% gegenüber der Situation von 1990. Dies ergibt einen kritischen Fluss von 37.0 Mio. t CO₂/a (BUWAL 2005b).

Aktueller und kritischer Fluss für den Zeithorizont 2050 (Strategie Nachhaltige Entwicklung)

Da der kritische Fluss sich auf die CO₂-Emissionen bezieht (und nicht auf die CO₂-Äquivalente aller Kyoto-Treibhausgase), dürfen für den aktuellen Fluss ebenfalls nur die CO₂-Emissionen berücksichtigt werden. Es sind darin alle Quellen, nicht aber der Sektor Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (z.B. die Waldsenken) enthalten. Der aktuelle Fluss von Kohlendioxid beträgt im Jahr 2004 gemäss Treibhausgasinventar (FOEN 2006) in der Schweiz 45.436 Mio. t CO₂ (Tab. 5).

Das 1 t CO₂-Ziel entstammt der Vision 2000-Watt-Gesellschaft und wird auch in der Strategie Nachhaltige Entwicklung (Schweizerischer Bundesrat 2002a) aufgeführt. Je nach Studie werden 2050, 2100 oder 2150 als Zeitpunkt zur Zielerreichung genannt (Koschütz & Pfeiffer 2005; Spreng & Semadeni 2001; Würsten 2003). Es wird die strengste Variante, d.h. das Jahr 2050, verwendet.

In 2050 wird von einer ständigen Wohnbevölkerung in der Schweiz von 8.06 Mio. ausgegangen (mittleres Szenario des BFS (2006)). Dies resultiert in einem kritischen Fluss für 2050 von 8.06 Mio. t CO₂/a.

3.2.5 Ökofaktor für CO₂

Tab. 6 > Berechnung der CO₂-Ökofaktoren für die beiden Endpunkte 2010 und 2050

Ökofaktoren der Endpunkte

	Ziel 2010	Q	Ziel 2050	Q	Bemerkungen
Normierung (1000 t CO ₂ -eq./a)	53034	A	53034	A	Emissionen gemäss FOEN (2006), jedoch mit GWP gemäss IPCC (2001)
Aktueller Fluss (1000 t CO ₂ /a)	41130*	A	45436	A	(BUWAL 2005b; FOEN 2006)
Kritischer Fluss (1000 t CO ₂ /a)	36960*	a	8060	b	siehe Text
Gewichtung (-)	1.24		31.8		
Ökofaktor (UBP/g CO ₂ -eq.)	0.023		0.60		Basis für Interpolation

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

* Nur aus der energetischen Nutzung von Brenn- und Treibstoffen stammendes Kohlendioxid

Die Berechnung der Ökofaktoren für 2010 und 2050 zeigt, dass der Ökofaktor sich abhängig vom gewählten Zeitpunkt um rund einen Faktor 25 unterscheidet. Diese beiden Endpunkt-Ökofaktoren werden im nächsten Schritt auf das Jahr 2030 interpoliert. Damit werden die beiden Ziele auf einen üblichen gesetzgeberischen Zeithorizont angeglichen.

Tab. 7 > Ökofaktor für CO₂ und weitere Treibhausgase in UBP/g CO₂-Äquivalenten³

Der Ökofaktor ist gegenüber 1997 um rund 50 % angestiegen.

Interpolierter Ökofaktor

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (1000 t CO ₂ -eq./a)	53 034	A	Emissionen gemäss FOEN (2006), jedoch mit GWPs gemäss IPCC (2001)	-
Aktueller Fluss (1000 t CO ₂ /a)	-			44 200
Kritischer Fluss (1000 t CO ₂ /a)	-			15 000
Gewichtung (-)	16.5		berechnet aus interpoliertem Ökofaktor und Normierung	-
Ökofaktor (UBP/g CO ₂ -eq.)	0.31		Interpolierter Ökofaktor	0.2

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

3.2.6 Ökofaktoren weiterer Treibhausgase

Die weiteren Treibhausgase tragen zusammen zu rund 15 % des Treibhauseffektes der Schweiz bei (Tab. 5). Deren Ökofaktoren werden über die Charakterisierung mittels Treibhauspotential (GWP₁₀₀) (IPCC 2001) bestimmt (vgl. Tab. 8 und die ausführliche Liste in Anh. A2).

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

Tab. 8 > Ökofaktoren für einige Treibhausgase, berechnet aus dem Gewichtungsfaktor für CO₂³

	Formel	GWP	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Basis 2006	Ökofaktor 1997 (UBP/g)	Basis 1997
<i>Kohlendioxid</i>	CO ₂	1	0.31	GWP	0.2	GWP
<i>Methan</i>	CH ₄	23	7.1	GWP	4.2	GWP
<i>Lachgas</i>	N ₂ O	296	92	GWP	62	GWP
<i>HFCKW-22</i>	CHClF ₂	1 700	610	ODP*	300	GWP
<i>HFCKW-142b</i>	CH ₃ CF ₂ Cl	2 400	740	GWP*	360	GWP
<i>HFKW-125</i>	CHF ₂ CF ₃	3 400	1 100	GWP	560	GWP
<i>HFKW-134a</i>	CH ₂ FCF ₃	1 300	400	GWP	260	GWP
<i>Schwefelhexafluorid</i>	SF ₆	22 200	6 900	GWP	4 800	GWP

Die ausführliche Liste befindet sich im Anhang A2.

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

³ Interpolation auf das Jahr 2030

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

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 0.49 UBP/g.

Auch Dieselruss (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 Kap. 3.8.4).

3.3 **Ozonschichtabbauende Substanzen**

3.3.1 **Ökologische Wirkung**

Die Reduktion der Ozonschicht in der Stratosphäre ist durch flüchtige Substanzen verursacht, die Chlor- und/oder Bromatome enthalten.

Die Ozonschicht schützt die Biosphäre vor einem Teil der ultravioletten Strahlung der Sonne. Ein Abbau der Ozonschicht vergrössert deshalb unter anderem die Hautkrebsrate und Augenkrankheiten beim Menschen und die Mutationsrate bei allen Lebewesen. Zudem wird die Alterung bei Kunststoff-Polymeren beschleunigt.

FCKW (Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe), Halone und Tetrachlorkohlenstoff (CCl₄) sind die wichtigsten ozonschichtabbauenden Substanzen. Die HFCKW (teilhalogenierte Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe) haben die gleiche Wirkung, aber in stark abgeschwächter Form. Gleichzeitig sind die FCKW und HFCKW mitverantwortlich für die anthropogene Verstärkung der Klimaänderung (siehe Kap. 3.2).

3.3.2 **Charakterisierung**

Die Stärke der ozonschichtzerstörenden Wirkung wird durch die dimensionslose Grösse Ozone Depletion Potential (ODP; Ozonzerstörungspotential) angegeben, wobei das ODP für FCKW-11 (R-11) als Einheit gesetzt wird. Die ODP-Werte sind im Montrealer Protokoll international verbindlich festgelegt. Eine Auswahl ist in Tab. 9 zusammengestellt, die gesamte Liste in Anhang A2. Diese Liste wird bei Bedarf um neue Substanzen erweitert. Für die Charakterisierung wurde der Stand des Jahres 2000 verwendet (UNEP 2000).

Halogenierte Kohlenwasserstoffe ohne Chlor- oder Bromatome, aber z. B. mit Fluor (HFKWs), haben keine ozonschichtabbauende Wirkung. Die meisten ozonschichtab-

bauenden Substanzen haben zudem ein Treibhauspotential. Die Grundsätze zur Methode schreiben vor, jeweils den höheren der resultierenden Ökofaktoren zu verwenden (siehe Kap. 2.2.11).

Tab. 9 > Ozonschichtzerstörungspotentiale 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
	Brommethan	0.6
Lösungsmittel	1,1,1-Trichlorethan	0.1
	Tetrachlormethan	1.1

vgl. auch Anhang A2

3.3.3 Normierung

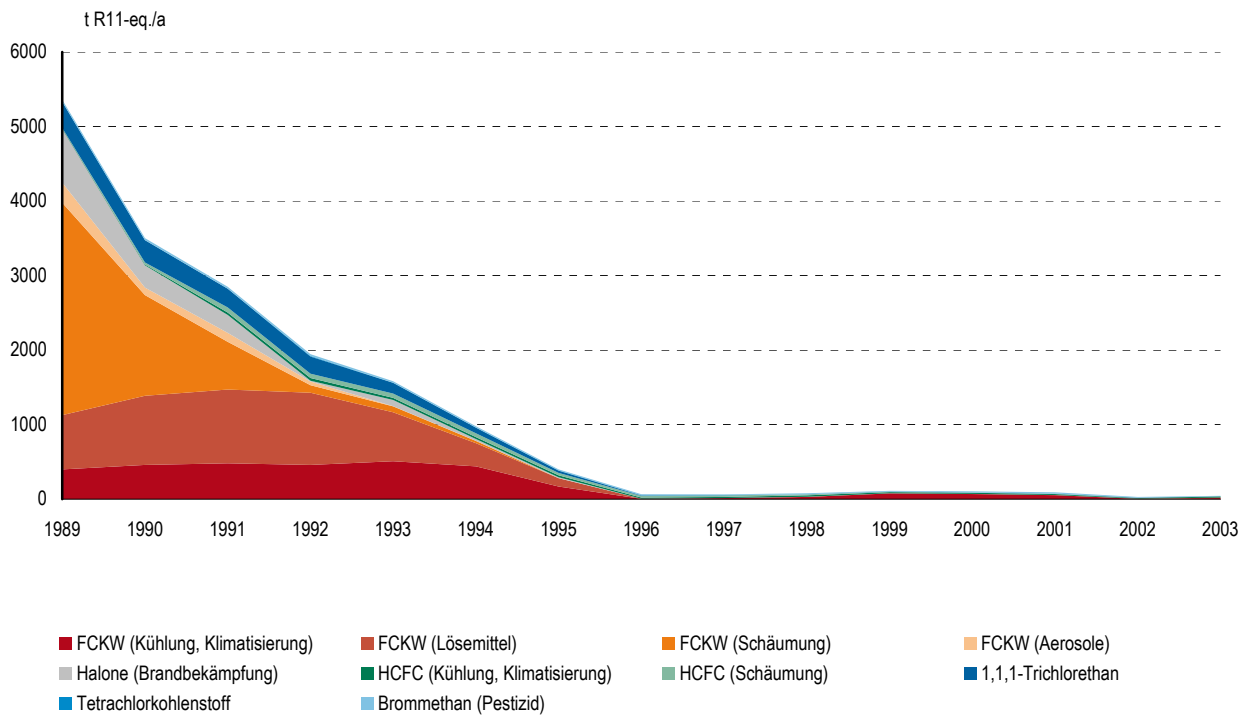
Die ozonschichtabbauenden Stoffe werden charakterisiert. Da das Umweltziel auf den charakterisierten Werten beruht, ist der Normierungsfluss identisch zum charakterisierten aktuellen Fluss.

3.3.4 Gewichtung

Der schweizerische **Import** der ozonschichtabbauenden Substanzen wird vom BAFU seit 1986 erhoben und ist gut bekannt (siehe Abb. 2 und Tab. 10). In der Schweiz werden keine ozonschichtabbauenden Substanzen produziert. HFCKW sind nur noch in bestehenden Kälteanlagen bis 2015 erlaubt. Dabei wird in erster Linie das Kältemittel R-22 eingesetzt. Das Nachfüllen von Anlagen mit Halonen ist in der Schweiz seit 2003 verboten. Die FCKWs sind seit 1992 in Schaumstoffen und seit 2004 in Kälteanlagen ganz verboten.

Aktueller Fluss

Abb. 2 > Die Entwicklung der schweizerischen Importe ozonschichtabbauender Substanzen zwischen 1989 und 2003 gemessen in R11-eq.



Quelle: BAFU

Die Emissionen von ozonschichtzerstörenden 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 und HFCKW als Kältemittel in Kühl- und Klimaanlage und in Wärmepumpen.
3. Verluste bei der Entsorgung von Dämmmaterialien, Anlagen und Geräten, welche FCKW, Halone oder HFCKW enthalten (z. B. Kälteanlagen, Kühlschränke).
4. Halon-Emissionen als Folge des Einsatzes von entsprechenden Brandbekämpfungsgeschäften und Anlagen.

Tab. 10 > Durchschnittliche Importe von ozonschichtzerstörenden Substanzen in Tonnen und in Tonnen R11-Äquivalenten der Jahre 2001 bis 2003

	Importe Schweiz: Durchschnitt 2001–2003	
	(t/a)	(t R11-eq./a)
FCKW		
Kältemittel	27	27
Lösemittel	1.3	1.3
Schäumung (Isolation)	0	0
Aerosole	0	0
HFCKW		
Kältemittel (v.a. R22)	229	13
Schäumung (Isolation)	32	2.9
Weitere Substanzen		
Halone (zur Brandbekämpfung)	0	0
Trichlorethan (als Lösemittel)	1.0	0.1
Tetrachlormethan (in Labors)	2.2	2.4
Brommethan (als Pestizid)	17	10
Total	310	57

Quelle: BUWAL

Die Empa führt seit 2000 auf dem Jungfraujoch ein Messprogramm für halogenierte Gase in der Atmosphäre durch. Dabei errechnet die Empa für die Emissionen der wichtigsten ozonschichtzerstörenden Substanzen eine sinkende Tendenz (Reimann et al. 2004). Für die Berechnung des aktuellen Flusses (Tab. 11) wird der Durchschnitt der Jahre 2001–2003 dieser Messungen verwendet sowie die Importdaten von HFCKW-22 und Tetrachlormethan aus der Importstatistik des BUWAL, womit über 90 % der ozonschichtabbauenden Wirkung⁴ erfasst sind.⁵

Für das Halon 1301 zeigt das nationale Halonkataster⁶ ein Lager von rund 200 Tonnen für 2005 (schätzungsweise 80 % des realen Lagers). Emissionen durch Auslösung sind in der Grössenordnung von 0.2 % bis 0.6 % der Lagermenge, was zwischen 500 kg und 1500 kg Emissionen in die Luft bedeuten würde. Die Differenz zu den Messungen der Empa (siehe Tab. 11) kann wahrscheinlich durch Altlasten erklärt werden. Es werden die Zahlen der Empa Messungen (Reimann et al. 2004) verwendet.

⁴ Die Abschätzung basiert auf globalen Produktionsvolumen von halogenierten Kohlenwasserstoffen (AFEAS 2004) Annual Global Fluorocarbon Production (Excel Sheet). retrieved 6.6.2005, retrieved Date from <http://www.afeas.org/>, wo der Beitrag der unberücksichtigten FCKW-113 und -114 rund 12 % ausmacht. Deren Anteile dürften in der Schweiz wegen dem seit längerem bestehenden Verbot jedoch deutlich tiefer liegen. Der Anteil weiterer unberücksichtigter FCKW und HFCKW ist deutlich kleiner als 1 %.

⁵ Da HFCKW-22 nur noch zum Nachfüllen bestehender Anlagen verwendet werden darf, entspricht die importierte in etwa der emittierten Menge. Tetrachlormethan wird meist in Labors in geringen Mengen verwendet und ist in der Emissionsbilanz wenig bedeutend.

⁶ persönliche Mitteilung von B. Horisberger (BAFU) vom 15.8.2006

Tab. 11 > Schweizerische Emissionen der wichtigsten ozonschichtabbauenden Substanzen in t/a und als R11-eq./a

		Lagerreduktion für das Jahr 2005					
		Total		als Luftemissionen		durch Entsorgung	
		(t/a)	(t R11-eq./a)	(t/a)	(t R11-eq./a)	(t/a)	(t R11-eq./a)
FCKW							
FCKW-11	CCl ₃ F	278	278	167	167	111	111
FCKW-12	CCl ₂ F ₂	167	167	100	100	67	67
FCKW-115	CF ₃ CClF ₂	6.1	3.7	3.7	2.2	2.4	1.5
HFCKW							
HFCKW-22	CHClF ₂	280	15	229	13	51	2.8
HFCKW-124	CHFClCF ₃	6.5	0.1	5.3	0.1	1.2	0.03
HFCKW-141b	CH ₃ CFCl ₂	156	17	74	8	82	9.0
Halone							
Halon 1211	CBrClF ₂	20	61	6.7	20	14	41
Halon 1301	CBrF ₃	19	192	6.3	63	13	129
Methan, brom-	CH ₃ Br	31	19	19	11	12	7.5
Lösemittel							
Ethan, 1,1,1-Trichlor-	CH ₃ CCl ₃	47	5	39	3.9	8.6	0.86
Methan, tetrachlor- *	CCl ₄	2.7	2.9	2.2	2.4	0.5	0.53
Total		1015	761	652	391	363	370

* HFCKW-22 und Tetrachlormethan Emissionen werden nicht gemessen. Als Näherung dient die Importstatistik des BUWAL (Tab. 10)

Der aktuelle Fluss von 391 t R11-eq. pro Jahr ist daher eine gute Näherung für die schweizerischen Emissionen von ozonschichtabbauenden Substanzen in die Luft.

Die Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV) verbietet Produktion, Import und Verwendung von ozonschichtzerstörenden Substanzen. Ausnahmen bezüglich Import und Verwendung existieren zur Zeit noch für den Unterhalt von bestehenden HFCKW-Kälteanlagen und für das Recycling der HFCKW-Kältemittel (Übergangsfrist bis 2015).

Kritischer Fluss

Die Regulierungen in der ChemRRV haben zu einer starken Reduktion der Emissionen ozonschichtzerstörender Substanzen geführt (Abb. 2). Die vor allem als Gebäudeisolationen gebildeten Lager (FCKW-11, HFCKWs) werden allerdings in den nächsten Jahrzehnten noch beträchtliche Mengen freisetzen. Die Emissionen werden deshalb nur langsamer zurückgehen.

Die ChemRRV reguliert also die Anwendung der ozonschichtzerstörenden Substanzen, nicht aber deren Emission. Aus dem weitgehenden Verbot des Verbrauchs ozonschichtabbauender 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. Die Übergangsbestimmungen (d.h. die Ausnahmen für HFCKW-Einsatz in bestehenden Kälteanlagen) enden 2015.

Es wird deshalb im Folgenden eine Abschätzung für die im Jahr 2015 zu erwartende Emission ozonschichtabbauender Substanzen gemacht. Es wird von den in Tab. 11 ausgewiesenen aktuellen Flüssen ausgegangen, wobei für die Herleitung der Reduktion folgende Annahmen getroffen wurden:

- > FCKW-12 und -115 sind vor allem in Kälteanlagen verwendet worden. Die letzte Übergangsfrist für diese beiden Stoffe endet 2008. Daher wird für 2015 keine Emission dieser Substanzen mehr erwartet.
- > Die Emissionen aus Dämmstoffen betragen rund 1 % des Lagers. Bei Kälteanlagen ist mit einer Leckagerate von rund 10 % zu rechnen.⁷
- > FCKWs und HFCKWs in Dämmstoffen werden bei Haus- und Anlagenrenovationen der Entsorgung zugeführt. Es wird davon ausgegangen, dass die Lager (und somit auch die Luftemissionen) über diesen Weg jährlich um 0.8 % (FCKW) bzw. 1.4 % (HFCKW) reduziert werden (Annahmen identisch zu bisherigem Bericht (Brand et al. 1998)).
- > Aus den Zahlen des nationalen Halonkatasters zu den Entsorgungsmengen (es besteht ein Nachfüllverbot) und den Luftemissionen gemäss Empa Messung auf dem Jungfraujoch (Reimann et al. 2004) kann auf eine jährlichen Reduktionsrate bei Halon 1211 und 1301 von etwa 7 % bis 9 % geschlossen werden. Es wird der Mittelwert davon verwendet, d.h. 8 %.
- > Für Substanzen die zwischenzeitlich nur noch in Dämmstoffen vorhanden sind, wird aus den Annahmen folgend eine jährliche Abnahme der Emission um 1.8 % (FCKWs) und 2.4 % (HFCKWs) erwartet. Diese beiden Werte werden auf die Emissionen von FCKW-11 und HFCKW-141b angewendet.
- > Bei den übrigen HFCKWs wird die jährliche Reduktion aus dem Mittelwert der Luftemissionsreduktion (5.5 %) und dem jährlichen Entsorgungsprozentsatz (1.4 %) bestimmt. Dies resultiert in einer jährlichen Emissionsreduktion von 6.9 %.
- > Brommethan wird ab 2006 nur noch in chemischen Synthesen verwendet. Es ist daher nur mit einer langsamen Abnahme und geringen Emissionsmengen zu rechnen. Es wird hier näherungsweise die Reduktionsrate von FCKW-11 verwendet.
- > Bei den Lösemitteln wird die Reduktionsrate von HFCKW-22 angewendet. Dies weil die aufgeführten Lösemittel ebenso wie das HFCKW-22 im Moment noch und unter Bedingungen weiter eingesetzt werden dürfen.

In Tab. 12 ist die Herleitung des kritischen Flusses detailliert aufgeführt. Die in 2015 zu erwartenden Emissionen, d.h. der kritische Fluss, belaufen sich demzufolge auf 188 t R11-eq.

Es ist zudem ersichtlich, dass die Annahmen zu den HFCKWs und den Lösemitteln für die Abschätzung des kritischen Flusses von geringer Bedeutung sind. Deren ozon-

⁷ Persönliche Mitteilungen von B. Horisberger (Bafu) vom 10.8.2006

schichtabbauendes Potential (siehe Tab. 9) ist deutlich geringer, währenddem die Emissionsmengen in der gleichen Grössenordnung sind (vgl. auch Tab. 11).

Tab. 12 > Abschätzung zu den schweizerischen Emissionen der wichtigsten ozonschichtabbauenden Substanzen im Jahr 2015 in t/a und als R11-eq./a

	Reduktionsrate des Lagers pro Jahr	Lagerreduktion für das Jahr 2015					
		Total		als Luftemissionen		durch Entsorgung	
		(t/a)	(t R11-eq./a)	(t/a)	(t R11-eq./a)	(t/a)	(t R11-eq./a)
FCKW							
FCKW-11	1.8 %	224	224	134	134	90	90
FCKW-12	-	0	0	0	0	0	0
FCKW-115	-	0	0	0	0	0	0
HFCKW							
HFCKW-22*	6.9 %	119	7	97	5	22	1.2
HFCKW-124	6.9 %	2.8	0.1	2.3	0.05	0.5	0.01
HFCKW-141b	2.4 %	117	13	56	6	61	6.8
Halone							
Halon 1211	8.0 %	7.4	22	2.5	7	5.0	15
Halon 1301	8.0 %	7.1	71	2.3	23	4.7	47
Methan, Brom-	1.8 %	25	15	15	9	10	6.0
Lösemittel							
Ethan, 1,1,1-Trichlor-	6.9 %	20	2.0	16	1.6	3.7	0.4
Methan, Tetrachlor- *	6.9 %	1.1	1.2	0.92	1.0	0.2	0.2
Total		523	354	326	188	197	166

* Die Zahlen für HFCKW-22 und Tetrachlormethan basieren auf Angaben in der Importstatistik des BUWALS.

3.3.5 Ökofaktor für ozonschichtabbauende Substanzen

Tab. 13 > Ökofaktor für R11-Äquivalente in UBP/g R11-eq

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t R11-eq./a)	391			
Aktueller Fluss (t R11-eq./a)	391	B	basierend auf Daten in Reimann et al. (2004)	1470
Kritischer Fluss (t R 11-eq./a)	188	b	Abschätzung über tolerierte Emissionsmenge gemäss Text	850
Gewichtung (-)	4.33			
Ökofaktor (UBP/g R11-eq./a)	11000			2000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der neue Ökofaktor liegt deutlich höher als derjenige von 1997, was teilweise auf die neue Methode zur Emissionsfrachtbestimmung zurückzuführen ist. Sie basiert nun auf realen Messdaten. Grobschätzungen zur Lagermenge ozonschichtzerstörender Substanzen sind nicht mehr notwendig. Einerseits hat der Verbrauch von ozonschichtabbauenden Substanzen stark abgenommen und andererseits wird das absolute Verbot in absehbarer Zukunft in Kraft treten. Ein deutlich höherer Ökofaktor ist deshalb plausibel.

3.3.6 Ökofaktor für weitere ozonschichtzerstörende Substanzen

Mit den Charakterisierungswerten für das Ozonschichtzerstörungspotential (ODP) und dem in Kapitel 3.3.5 hergeleiteten Ökofaktor für R11-Äquivalente kann der Ökofaktor weiterer ozonschichtzerstörender Substanzen hergeleitet werden.

Viele ozonschichtabbauende Substanzen tragen gleichzeitig zum Treibhauseffekt bei. Für diese wurde der Ökofaktor aus dem Treibhauseffekt und der ozonschichtzerstörenden 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. 14 > Ökofaktoren für ozonschichtzerstörende Substanzen, angegeben in UBP/g der Substanz

	Formel	ODP (kg R11-eq/kg)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Basis 2006	Ökofaktor 1997 (UBP/g)	Basis 1997
FCKW-11	CCl_3F	1	11 000	ODP*	2 000	ODP
FCKW-12	CCl_2F_2	1	11 000	ODP*	2 000	ODP
FCKW-111	$\text{C}_2\text{Cl}_5\text{F}$	1	11 000	ODP	2 000	ODP
HFCKW-123	CHCl_2CF_3	0.02	220	ODP*	40	ODP
HFCKW-142b	$\text{CH}_3\text{CF}_2\text{Cl}$	0.065	740	GWP*	360	GWP
HFCKW-225ca	$\text{CF}_3\text{CF}_2\text{CHCl}_2$	0.025	280	ODP*	-	
Halon 1211	CBrClF_2	3	33 000	ODP*	6 000	ODP
Halon 1301	CBrF_3	10	110 000	ODP*	20 000	ODP
Methan, Brom-	CH_3Br	0.6	6 600	ODP*	1 400	ODP

* Daten zu GWP und ODP vorhanden, der höhere Wert wird verwendet

3.3.7 Implementierung im ecoinvent Datenbestand v2.0

Die Substanz «halogenierte Lösungsmittel, chloriert» wird mit dem Ökofaktor von R22 bewertet.

3.4 **NMVOCs sowie weitere Substanzen mit photochemischem Ozonbildungspotential**

3.4.1 **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) 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.

Mit den Stickoxiden sind die NMVOC wichtige Vorläufersubstanzen für Photooxidationen (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 gewichtet werden.

3.4.2 **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 bewusst keine Unterscheidung zwischen verschiedenen NMVOC-Substanzen gemacht wird, ist eine Charakterisierung nicht angebracht.

3.4.3 **Normierung**

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

3.4.4 **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 211 000 Tonnen (BUWAL 1991, S. 74). Die Einführung der VOC-Abgabe im Jahr 2000 und zunehmend strengere Emissionsvorschriften für Fahrzeuge haben dazu beigetragen, dass die aktuellen Emissionen weiter auf knapp 116 000 t/a halbiert werden konnten (BUWAL 2003f; BUWAL 2005a).

Aktueller Fluss

In der Luftreinhalteverordnung des Bundes sind Immissionsgrenzwerte für Ozon (O₃) festgeschrieben. Diese werden gegenwärtig vor allem in Agglomerationen und in ländlichen Gebieten häufig überschritten (BUWAL 1997b, S. 20).

Kritischer Fluss

Zur Einhaltung der Immissionsgrenzwerte sind gemäss BUWAL (1989, S. 247) eine Reduktion der NMVOC-Emissionen um mehr als 75 % gegenüber dem Höchststand der 80er Jahre nötig, um den maximalen 1-Stunden-Mittelwert für O₃ in den Bereich des Grenzwertes zu senken. Daraus ergibt sich ein kritischer Fluss für NMVOC von 81 000 t/a.

Das Luftreinhaltekonzept enthält als Minimalziel für die NMVOC eine Reduktion auf den Stand von 1960 (145 000 t/a; (BUWAL 1991, S. 75; BUWAL 1996a)). Zudem verabschiedeten die für Umweltfragen zuständigen Ministerinnen und Minister Deutschlands, Liechtensteins, der Schweiz und Österreichs am 23. August 1993 in Graz eine Deklaration mit dem Ziel, die NMVOC-Emissionen gegenüber dem Stand der 80er Jahre um 70 bis 80 % zu senken (Graz 1993, S. 2). Daraus ergibt sich ein maximaler Emissionswert von 64 800 bis 97 200 t/a (BUWAL 1996a, S. 33). Der Mittelwert dieser Zielsetzung entspricht dem oben abgeleiteten kritischen Fluss.

3.4.5 Ökofaktor für NMVOC

Tab. 15 > Ökofaktor für die flüchtigen organischen Verbindungen (ohne Methan, FCKW) in UBP/g NMVOC

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t NMVOC/a)	116 000	B		
Aktueller Fluss (t NMVOC/a)	116 000	A	(BUWAL 2005a)	211 000
Kritischer Fluss (t NMVOC/a)	81 000	a	(Künzler 2004, BUWAL 2005d)	81 000
Gewichtung (-)	2.05			
Ökofaktor (UBP/g NMVOC)	18			32

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor ist im Vergleich zu 1997 deutlich zurückgegangen, da der aktuelle Fluss reduziert werden konnte, währenddem der kritische Fluss unverändert blieb. Es ist anzunehmen, dass die Emissionen in Zukunft weiter sinken werden.

3.5 Stickoxide (NO_x)

3.5.1 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 1996c; BUWAL 2005c).

3.5.2 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.

3.5.3 Gewichtung

Stickoxide entstehen vor allem bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern. Die Hauptquelle ist der Verkehr, welcher im Jahr 2000 für 58 % der Emissionen verantwortlich war. Baumaschinen sowie land- und forstwirtschaftliche Maschinen (12 %), Feuerungen (6 %) und gewisse Prozesse im Gewerbe und in der Industrie (24 %) sind weitere anthropogene Stickoxid-Quellen (BUWAL 2005c).

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 (BUWAL 1991, S. 72). Dank den ergriffenen Massnahmen haben sich die NO_x-Emissionen deutlich reduziert. Der aktuelle Fluss im Jahr 2005 beträgt knapp 91 000 t/a (BUWAL 2005a).

In der Luftreinhalteverordnung 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 für Ozon werden hingegen vor allem in ländlichen Gebieten und in Agglomerationen häufig überschritten (BUWAL 1997b, S. 20).

Kritischer Fluss

Zur Einhaltung der Immissionsgrenzwerte sind deshalb deutliche Emissionsreduktionen unumgänglich. Im Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (BUWAL 2005c) wird ausgeführt, dass eine Reduktion der NO_x-Emissionen um rund 40 % (gegenüber dem Stand vom Jahr 2000) nötig wäre, damit der Immissionsgrenzwert für NO₂ eingehalten wird. Um den Immissionsgrenzwert von O₃ einhalten zu können, ist eine Reduktion um rund 60 % notwendig. Für die Bestimmung des kritischen Flusses wird das letztere, weil strengere Ziel, verwendet. Mit dieser Reduktion wird auch der Beitrag zur Überdüngung auf ein längerfristig verträgliches Mass abgesenkt (BUWAL 1996c). In (BUWAL 2005a) wird zur Bildung des NO_x-Zielwertes das O₃-Ziel herangezogen. Der kritische Fluss entspricht diesem BUWAL-Ziel.

3.5.4 Ökofaktor für NO_x

Tab. 16 > Ökofaktor für Stickoxid in UBP/g NO_x als NO₂

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t NO _x als NO ₂ /a)	91 000	A		
Aktueller Fluss (t NO _x als NO ₂ /a)	91 000	A	(BUWAL 2005a)	136 000
Kritischer Fluss (t NO _x als NO ₂ /a)	45 000	a	(BUWAL 2005a)	45 000
Gewichtung (-)	4.09			
Ökofaktor (UBP/g NO _x als NO ₂)	45			67

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Rückgang des aktuellen Flusses führt bei gleichbleibendem kritischen Fluss zu einem etwa einen Drittel tieferen Ökofaktor gegenüber der Situation von 1997. Durch die geplante weitere Verschärfung der Emissionsnormen im Verkehrsbereich ist ein weiterer Rückgang zu erwarten.

3.6 Ammoniak (NH₃)

3.6.1 Quellen und Ökologische Wirkung

Die Hauptquelle von Ammoniak ist die Landwirtschaft (93 %). Einerseits entsteht Ammoniak bei der Nutztierhaltung (Haltung der Tiere, Lagerung und Ausbringen des Hofdüngers) und andererseits entwickelt es sich beim Einsatz von stickstoffhaltigem Mineraldünger (BUWAL 2005c).

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 1996c; BUWAL 2005c).

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 1996c; BUWAL 2005c).

3.6.2 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.

3.6.3 Gewichtung

Die Ammoniak-Emissionen stiegen seit Beginn des Jahrhunderts langsam an und erreichten 1980 ein Maximum. Seither gehen die Emissionen zurück. Im Jahr 2005 beliefen sie sich auf 44 000 t NH₃-N/a (entsprechend 53 400 t NH₃/a) (BUWAL 2004b; BUWAL 2005d).

Aktueller Fluss

Gemäss BUWAL (1996c, S. 34) sei die mittlere Gesamtdeposition von Stickstoffverbindungen aus ökologischer Sicht langfristig auf 10 kg N/(ha*a) zu beschränken. Aus diesem Depositionsziel für Gesamt-Stickstoff und aus der Zielsetzung für Stickoxide wird in (BUWAL 1996c, S. 34) unter Berücksichtigung der Import-Export-Bilanzen der verschiedenen N-Verbindungen eine ökologisch abgestützte Zielsetzung für die Ammoniak-Emissionen von 25 000 bis 30 000 t NH₃-N abgeleitet. 1999 bekräftigt der Bundesrat im Bericht über die lufthygienischen Massnahmen dieses Ziel (Schweizeri-

Kritischer Fluss

scher Bundesrat 1999).⁸ Die Kommission für Lufthygiene nennt als Reduktionsziel 25 000 t NH₃-N (d.h. 30 400 t NH₃) (BUWAL 2005c, S. 129). Dieser Wert wird für den kritischen Fluss verwendet.

3.6.4 Ökofaktor für NH₃

Tab. 17 > Ökofaktor für Ammoniak in UBP/g NH₃-N sowie in UBP/g NH₃

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t NH ₃ -N/a)	44 000	B		
Aktueller Fluss (t NH ₃ -N/a)	44 000	B	(BUWAL 2005d)	70 700
Kritischer Fluss (t NH ₃ -N/a)	25 000	a	(BUWAL 2005c)	33 400
Gewichtung (-)	3.098			
Ökofaktor (UBP/g NH ₃ -N)	70			63
Ökofaktor (UBP/g NH ₃)	57.65			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor ist leicht gesunken, da der aktuelle Fluss bereits spürbar zurück ging, während der kritische Fluss nur leicht tiefer angesetzt wird.

Eine weitere Möglichkeit zur Herleitung eines Ammoniak-Ökofaktors ist die Charakterisierung über das Versauerungspotential (Kap. 3.7.6). Der hier mit direktem Reduktionsziel hergeleitete Ökofaktor ist jedoch höher und kommt deshalb zur Anwendung.

Durch bereits erreichte Reduktionen bei den Ammoniak-Emissionen verringert sich der aktuelle Fluss leicht gegenüber dem bisherigen Wert. Bedeutende Reduktionspotentiale liegen unter anderem in der Landwirtschaft mit emissionsarmen Ställen und Güllelagern sowie optimierter Gülleausbringung. Werden diese und weitere technische Möglichkeiten ausgeschöpft, ist eine Reduktion der Emissionen um 30–40 % möglich (BUWAL 2004b).

⁸ Reduktion der Ammoniak-Emissionen gegenüber 1995 (60'200 t NH₃) um 40–50 %

3.7 SO₂ und weitere versauernde Substanzen

3.7.1 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).

3.7.2 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. (2001, Stand April 2004) übernommen.

Tab. 18 > Charakterisierungsfaktoren für das Versauerungspotential gemäss Guinée et al. (2001, 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
Schwefelsäure	H ₂ SO ₄	0.65
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	1.88
Stickoxide	NO _x (als NO ₂)	0.7

3.7.3 Normierung

Das Ziel bei Schwefeldioxid basiert auf dessen versauernden Wirkung. Die weiteren versauernden Substanzen (vgl. Tab. 20 in 3.7.6) 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 19 000 t SO₂-eq./a die realen Verhältnisse nur geringfügig unterschätzt (siehe Tab. 20).

3.7.4 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 (BUWAL 1991, S. 70). 2006 beliefen sie sich auf rund 19 000 t/a (BUWAL 2005d).

Aktueller Fluss

Die Luftreinhalteverordnung enthält Immissionsgrenzwerte für Schwefeldioxid. Die im Luftreinhaltekonzept (BUWAL 1996a) maximal akzeptierten Emissionen von 46 200 t/a (Stand von 1950; (BUWAL 1991, S. 70)) werden heute um mehr als die Hälfte unterschritten.

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). In (Amann et al. 1991, S. 17) werden für jedes Land diese kritischen Emissionsmengen dokumentiert. Für die Schweiz wurde ein kritischer Fluss von 25 000 t errechnet, was einer Reduktion von 78 % gegenüber dem Stand von 1980 entspricht, bzw. von 25 % gegenüber 1995 (Schweizerischer Bundesrat 1999).

Das Ziel gemäss Schwefelprotokoll ist strenger und wird deshalb als kritischer Fluss verwendet.

3.7.5 Ökofaktor für SO₂

Tab. 19 > Ökofaktor für Schwefeldioxid in UBP/g SO₂

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t SO ₂ -eq./a)	19 000	A	siehe Text	
Aktueller Fluss (t SO ₂ /a)	19 000	A	(BUWAL 2005d)	34 300
Kritischer Fluss (t SO ₂ /a)	25 000	a	(BUWAL 2005d)	25 400
Gewichtung (-)	0.578			
Ökofaktor (UBP/g SO ₂ .eq.)	30			53

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor für SO₂ ist deutlich tiefer als 1997. Dies ist einerseits auf die Reduktion der aktuellen SO₂-Emissionen um fast die Hälfte zurückzuführen, während andererseits der kritische Fluss nicht geändert hat.

3.7.6 Ökofaktoren für weitere Säuren

Nebst dem Schwefeldioxid sind weitere Substanzen für die Versauerung der Ökosysteme verantwortlich. Mit dem Versauerungspotential, welches die relative Versauerung eines Stoffes bezogen auf SO₂ beschreibt, kann für weitere Substanzen ein Ökofaktor abgeleitet werden (siehe Kap. 3.7.2).

Die Anbindung an SO₂ über die Charakterisierung führt dazu, dass die Ökofaktoren nur die versauernde Wirkung bewerten. Weitere Effekte einzelner Säuren bleiben unberücksichtigt. Ammoniak und Stickoxid werden über ihre spezifischen Reduktionsziele (vergleiche Kap. 3.5 und 3.6) stärker gewichtet, weshalb der dortige Ökofaktor gilt.

Tab. 20 > Ökofaktoren für Substanzen mit Versauerungspotential in UBP/g Säure, charakterisiert anhand von Schwefeldioxid

		Versauerungspotential (kg SO ₂ -eq./kg)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Bemerkungen	Ökofaktor 1997 (UBP/g)
Ammoniak	NH ₃	1.88		Ökofaktor aus direkter Herleitung liegt höher (s. Kap. 3.6)	63
Flusssäure	HF	1.6	48		85
Phosphorsäure	H ₃ O ₄ P	0.98	29		-
Salpetersäure	HNO ₃	0.51	15		-
Salzsäure	HCl	0.88	26		47
Schwefelsäure	H ₂ SO ₄	0.65	20		-
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	1.88	56		-
Stickoxide	NO _x	0.7		Ökofaktor aus direkter Herleitung liegt höher (s. Kap. 3.5)	67

Gewichtung und Normierung siehe Tab. 19

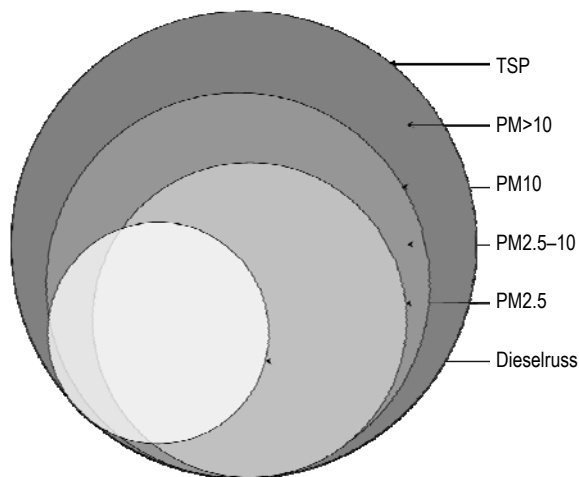
3.8 Partikel (I): PM10, PM2.5 und PM2.5–10

3.8.1 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) (BUWAL 2001c).

Bisher wurde ein PM10-Ökofaktor ausgewiesen (Brand et al. 1998). Die Schädlichkeit der Partikel hängt einerseits von ihrer Grösse und andererseits von ihrer Zusammensetzung ab. Der Grösse wird durch die Bestimmung von zusätzlichen Ökofaktoren für PM2.5 und PM2.5–10 Rechnung getragen. Der Gesetzgeber hat diese Differenzierung bis jetzt noch nicht eingeführt. Bei der Herleitung des neuen 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. 3 > 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 (BUWAL 1996b, S. 9). 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 neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen ist das Gefährdungspotential der verschiedenen Aerosole unterschiedlich gross. Als kanzerogen und besonders gesundheitsgefährdend gelten heute vor allem die sogenannten **Dieselerussmissionen** – definiert als elementarer Kohlenstoff (EC)⁹ (Jenk 2005). 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). Es wird angenommen, dass bei Dieselmotoren ohne Partikelfilter und bei Feuerungen der Anteil elementarer Kohlenstoff massenmässig ca. 90 % der Partikelemissionen und bei Benzinmotoren ca. 3 % ausmacht (Jenk 2005). Die Russpartikel haben zudem eine klimaerwärmende Wirkung (in IPCC (2001) als Black Carbon bezeichnet), welche jedoch im Vergleich zur Gesundheitsgefährdung gering ist (siehe Kap. 3.2.7).

Die «grobe» Fraktion der Schwebstaubpartikel (**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 (BUWAL 2001c).

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 Gemäss neuer SUVA-Definition umfasst Russ nur elementaren Kohlenstoff (EC – elemental carbon), die frühere Definition beinhaltete zusätzlich organische Kohlenstoffpartikel (OC – organic carbon). In diesem Bericht wird nur EC als Russ betrachtet.

3.8.2 Normierung

Eine Charakterisierung wird (mangels gesicherten Grundlagen) nicht durchgeführt. PM_{2.5-10} und PM_{2.5} sind Untergruppen mit demselben umweltpolitischen Ziel. Daher ist der Normierungsfluss für die gesamten PM₁₀, wie auch für die Untergruppen PM_{2.5-10} und PM_{2.5} identisch mit dem aktuellen Fluss von PM₁₀.

3.8.3 Gewichtung

Die Datenlage bei den **PM₁₀**-Frachten konnte gegenüber Brand et al. (1998) wesentlich verbessert werden. Der aktuelle Fluss von 22 000 t/a basiert auf dem BUWAL Bericht SRU 379 (BUWAL 2005d). Die PM₁₀-Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung sind schwierig zu quantifizieren. Laufende Forschungsprojekte sollten diese Beurteilungsgrundlagen mittelfristig weiter verbessern. Die vorliegenden Emissions-schätzungen von PM₁₀ aus Abrieb und Aufwirbelung dürften mit Ausnahme des Strassen- und Schienenverkehrs systematisch zu hoch sein. Da die Aktualisierung auf Schätzwerten beruht, verbleibt hierzu eine gewisse Unsicherheit.

Aktueller Fluss

Für primäres **PM_{2.5}** gibt es noch kaum Emissionsbilanzen. BUWAL UM 169 (BUWAL 2003d, Tab. 13) enthält, basierend auf Immissionsmessungen, Emissions-Schätzungen für 2000 (13 332 t) und 2010 (12 158 t, mit «Business as usual»-Szenario). Als aktueller Fluss für 2005 wird das Mittel, 12 745 t für primäres PM_{2.5}, übernommen.

Der aktuelle Fluss für **PM_{2.5-10}** ergibt sich aus der Differenz der Jahresfrachten für PM_{2.5} und 10 und beträgt 9255 t.

Die LRV (Luftreinhalteverordnung) 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 BUWAL (2005d) beträgt das Emissionsziel ca. 12 000 Tonnen PM₁₀ pro Jahr.

Kritischer Fluss

In der Schweiz gibt es keinen Grenzwert für **PM_{2.5}**. Als Untergruppe von PM₁₀ kann darauf jedoch das gleiche Ziel angewendet werden, d.h. der kritische Fluss beträgt 6952 t/a.

Auch für die Fraktion **PM_{2.5-10}** wird das Reduktionsziel von PM₁₀ herangezogen, d.h. der kritische Fluss beträgt beläuft sich auf 5048 t/a.

3.8.4 **Ökofaktoren für PM10, PM2.5 und PM2.5–10****Tab. 21 > Ökofaktor für PM10 in UBP/g PM10**

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t PM10/a)	22 000	B		
Aktueller Fluss (t PM10/a)	22 000	B	PM10 Emissionen mit Dieseleruss	36 000
Kritischer Fluss (t PM10/a)	12 000	a	(BUWAL 2005d)	18 000
Gewichtung (-)	3.36			
Ökofaktor (UBP/g PM10)	150			110

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

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

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t PM2.5/a)	22 000	B	gemäss PM10	
Aktueller Fluss (t PM2.5/a)	12 745	B	(BUWAL 2003d), PM2.5 Emissionen inkl. Dieseleruss	-
Kritischer Fluss (t PM2.5/a)	6 952	a		-
Gewichtung (-)	3.36			
Ökofaktor (UBP/g PM2.5)	150			110

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Tab. 23 > Ökofaktor für PM2.5–10 in UBP/g PM2.5–10

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t PM2.5–10/a)	22 000	B	gemäss PM10	
Aktueller Fluss (t PM2.5–10/a)	9 255	B	Differenz zw. PM2.5 und PM10, Emissionen inkl. Dieseleruss	-
Kritischer Fluss (t PM2.5–10/a)	5 048	a		-
Gewichtung (-)	3.36			
Ökofaktor (UBP/g PM2.5–10)	150			110

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Obwohl die PM10 Emissionen gegenüber der Situation von 1997 zurückgegangen sind, fällt der Ökofaktor höher aus als bisher, da neu ein strengeres Reduktionsziel zur Anwendung kommt. Die Ökofaktoren für PM2.5 und PM2.5–10 sind identisch zu demjenigen von PM10, da jeweils das gleiche Reduktionsziel zur Anwendung kommt.

3.8.5 **Anwendungsanweisung**

Wird auch der Ökofaktor für Dieseleruss verwendet, muss darauf geachtet werden, dass keine doppelte Gewichtung der Partikel erfolgt (siehe Kap. 3.9.4), da sich die Partikelgruppen überschneiden (Abb. 3).

3.9 Partikel (II): Dieseleruss

3.9.1 Einführung

Die Quellen und Wirkungen von Dieseleruss werden in Kapitel 3.8.1 beschrieben.

Das Thema Dieseleruss ist im Moment stark in Diskussion einerseits bezüglich der genauen Definition (in diesem Bericht als *elemental carbon*), andererseits wegen der toxischen Wirkungen. Es gibt Hinweise, dass bei elementaren Kohlenstoffpartikeln 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.

3.9.2 Normierung

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

3.9.3 Gewichtung

Die Berechnung des aktuellen Flusses für **Dieseleruss** basiert in erster Linie auf den Daten des BUWAL-Berichts UM-136 (BUWAL 2001b), wobei gewisse Aktualisierungen beim Strassenverkehr, bei den Baumaschinen und bei der Luftfahrt vorgenommen wurden. In der LRV wird die Bezeichnung Dieseleruss verwendet. Für die Berechnung werden neben Dieselmotoren jedoch auch andere Quellen berücksichtigt, deren Russemissionen sich kaum von Dieseleruss unterscheiden. Analog zu den Vorschriften der SUVA für Dieselmotoren im Untertagbau wird Dieseleruss als elementarer Kohlenstoff gemessen. Die Emissionen folgender Prozesse sind berücksichtigt:

- > Diesel- und Benzinmotoren in Fahrzeugen (Automobile, Busse, Nutzfahrzeuge, Flugzeuge, Schiffe, Lokomotiven, landwirtschaftliche Fahrzeuge, Militärfahrzeuge und Baumaschinen)
- > Öl- und Gasfeuerungen
- > Dieselaggregate
- > Gasturbinen

Nicht berücksichtigt sind Russemissionen aus der Verbrennung von Holz, Kohle und Abfällen. Insgesamt ergibt sich daraus ein aktueller Fluss von 3400 t/a.

Für die kanzerogene Wirkung von **Dieseleruss** gibt es keinen Schwellenwert. Unter Anwendung des Minimierungsgebotes für die Emissionen krebserzeugender Stoffe (LRV, Anh. 1 Ziff. 82 Abs. 1) sollte daher das technisch und betrieblich Machbare

Aktueller Fluss

Kritischer Fluss

sowie wirtschaftlich Tragbare zur Reduktion der Emissionen verlangt werden, das heisst das Vorsorgeprinzip (Kap. 2.2.3) angewendet werden.

Basierend auf früheren Publikationen und neueren Erkenntnissen, sollten die Dieselermissionen in der Schweiz unter Anwendung des Vorsorgeprinzips auf weniger als 500 t/a reduziert werden können, was vor allem durch den Einsatz von Partikelfiltern bei Dieselmotoren erreicht wird¹⁰. Das Vorsorgeprinzip gilt dabei unter folgenden Annahmen als erfüllt:

1. EURO5/6 für Emissionen der Strassenfahrzeuge (Lkw, Pkw, Busse) gemäss Vorschlag UBA «Future Diesel» bzw. Elimination der Dieselermissionen im Strassenverkehr mit Hilfe von Partikelfiltern
2. Ausrüstung von 40 %¹¹ der Baumaschinen mit Partikelfiltern gemäss Anforderungen BUWAL-Baurichtlinie.
3. Senkung der Dieselermissionen aus Baumaschinen, Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Industrieeräten entsprechend EU-Richtlinie 2004/26/EG (EU3B)
4. Der Partikelfilter kommt bei der Landwirtschaft, der Forstwirtschaft und bei Industrieeräten nur in Einzelfällen zum Einsatz, da der Emissionsstandard bezüglich Partikel auch ohne entsprechenden Filtereinsatz erreichbar wird

Da die EU-Richtlinie mit dem EU3B-Standard strenge Vorgaben macht, nehmen auch ohne Partikelfilterpflicht die Dieselermissionen aus Land- und Forstwirtschaft stark ab. Insbesondere bei grösseren Maschinen (>56 kW) wird die Reduktion der Partikelemissionen um einen Faktor 50 gegenüber heute vorgeschrieben. Zudem eliminieren die Partikelfilter in den übrigen Emissionsbereichen die Dieselermissionen zu 99% und mehr. Daraus ergibt sich der erreichbare kritische Fluss von 450 t/a.

3.9.4 Ökofaktor für Dieseleruss (EC)

Tab. 24 > Ökofaktor für Dieseleruss in UBP/g Dieseleruss

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

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Dieseleruss/a)	3 400	B		
Aktueller Fluss (t Dieseleruss/a)	3 400	B	Abgeleitet aus BUWAL (2001b) und aktualisiert	-
Kritischer Fluss (t Dieseleruss/a)	450	a	Vorsorgeprinzip	-
Gewichtung (-)	57.1			
Ökofaktor (UBP/g Dieseleruss)	17 000			-

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

¹⁰ Persönliche Mitteilung, H. Jenk, BAFU, 22. Februar 2005

¹¹ Anteil an partikelfilterpflichtigen Baustellen in der Schweiz

Dieser neu eingeführte Ökofaktor für Dieseleruss (elemental carbon EC) liegt um einen Faktor 100 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 mittels Katalysator bereits eine starke Reduktion erzielt. Die Beurteilung von Transport- und Verbrennungsprozessen wird deshalb heute stark von den Dieselerussemissionen beeinflusst.

Dieseleruss ist ausserdem auch klimawirksam (siehe Kap. 3.2.7). Der daraus berechnete Ökofaktor ist jedoch deutlich geringer im Vergleich zum Ökofaktor, wie er hier, basierend auf der gesundheitlichen Schädigung, hergeleitet wurde.

3.10 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. Etwa die Hälfte der anthropogenen Emissionen ist durch den motorisierten Verkehr verursacht (BUWAL 1995, S. 77).

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 (Kap. 3.2.7).

3.11 Benzol

3.11.1 Quellen und Ökologische Wirkung

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).

3.11.2 Normierung

Da vom Reduktionsziel einzig Benzol betroffen ist und keine Charakterisierung durchgeführt wird, ist der Normierungsfluss identisch zum aktuellen Fluss.

3.11.3 Gewichtung

Die Emissionen im Jahr 2000 betragen ca. 1370–1430 t/a. Bis ins Jahr 2010 wird eine Reduktion auf die Hälfte (680–740 t/a), vor allem im Verkehr durch die verschärften Abgasvorschriften, erwartet (BUWAL 2003b). Für 2005 wird ein aktueller Fluss von 1055 t/a, dem Mittelwert für die Jahre 2000 und 2010, verwendet.

Aktueller Fluss

Für die kanzerogene Wirkung von Benzol gibt es keinen Schwellenwert. Gemäss Minimierungsgebot für die Emissionen krebserzeugender Stoffe (LRV, Anh. 1 Ziff. 82 Abs. 1) sollte das Vorsorgeprinzip (Kap. 2.2.3) zur Anwendung kommen. Somit muss das technisch und betrieblich Machbare sowie wirtschaftlich Tragbare zur Reduktion der Emissionen verlangt werden.

Kritischer Fluss

Stand der Technik im Strassenverkehr sind die Motoren gemäss EURO4. Eine weitere Verschärfung der Kohlenwasserstoff-Grenzwerte ist zur Zeit nicht im Gespräch. Für Bootsmotoren und Kleingeräte wird gegenüber 2010 eine Halbierung der Benzolemissionen angenommen (mehr 4-Takt-Motoren, mehr Alkylatbenzin). Für Umschlag und Lagerung von Treibstoffen sowie für Feuerungen wird der Stand 2010 gemäss BUWAL (2003b) angenommen. Im Strassenverkehr gehen die Benzolemissionen bis 2030 auf 316 t/a zurück, bei Bootsmotoren und Geräten auf 77.5 t/a, bei Umschlag/Lagerung/Feuerung auf 130 t/a, was total einen kritischen Fluss von 525 t/a ergibt.

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

3.11.4 Ökofaktor für Benzol

Tab. 25 > Ökofaktor für Benzol in UBP/g Benzol

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Benzol/a)	1 055	A		
Aktueller Fluss (t Benzol/a)	1 055	A	(BUWAL 2003b)	-
Kritischer Fluss (t Benzol/a)	525	a	Vorsorgeprinzip	-
Gewichtung (-)	4.04			
Ökofaktor (UBP/g Benzol)	3 800			32*

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

* NMVOC Ökofaktor gemäss Situation 1997

Bisher wurde Benzol nicht als Einzelsubstanz, sondern als NMVOC bewertet. Die nun eingeführte Bewertung basierend auf der Kanzerogenität führt zu einem rund 100-fach höheren Ökofaktor, was für die Problematik dieses Stoffes im Vergleich zu durchschnittlichen NMVOCs angebracht ist.

3.12 Dioxine und Furane (PCDD/PCDF)

3.12.1 Ökologische Wirkung

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-TEQ¹²) 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 hatte 1990 den Grenzwert für die tägliche tolerierbare Aufnahme durch den Menschen (ADI – acceptable daily intake) auf 10 pg 2,3,7,8-TCDD-eq pro kg Körpergewicht festgelegt. Aufgrund neuerer Erkenntnisse schlägt das holländische Gesundheitsministerium vor, den ADI-Grenzwert auf 1 pg I-TEQ/kg Körpergewicht zu reduzieren. Die tägliche Dioxin- und Furan-Aufnahme liegt bei Personen in Westeuropa zwischen 0.3 und 2 pg I-TEQ pro kg Körpergewicht. Durch den Rückgang der

¹² 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.

Emissionen ist künftig mit einer Abnahme der täglichen Dioxin- und Furan-Aufnahme zu rechnen (BUWAL 1997a).

Der Richtwert für Dioxin und Furan im Boden von 5 ng I-TEQ/kg wird in der Schweiz, ausser auf stark anthropogen beeinflussten Böden, nicht überschritten.

3.12.2 Normierung

Die Dioxine und Furane werden bereits in der Sachbilanz praktisch immer als charakterisierte Menge in I-TEQ angegeben. Das Reduktionsziel bezieht sich daher auch auf diese charakterisierte Menge, weshalb der Normierungsfluss identisch ist zum (bereits charakterisierten) aktuellen Fluss.

3.12.3 Gewichtung

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 und sind seither aufgrund der verbesserten Abgasreinigung rückläufig, da heute alle Kehrlichtverbrennungsanlagen (KVA) mit einer Rauchgasreinigungsanlage ausgerüstet sind (BUWAL 2003a). Im 2000 beliefen sie sich auf 70 g I-TEQ/a, wobei nun fast die Hälfte der Emissionen (30 g I-TEQ/a) von den Haushalten verursacht wird (BUWAL 1997a).

Aktueller Fluss

Bis 2010 wird wegen Verbesserungen bei den KVA und der Industrie einerseits mit einer leichten Reduktion der Gesamtemissionen auf 65 g I-TEQ/a gerechnet. Durch die Einführung, beziehungsweise Erhöhung der Abfallsackgebühren, dürften andererseits mehr Haushaldfabfälle und behandeltes Holz in offenen Feuern (unter anderem Cheminées) verbrannt werden. Die Haushalte sind dann zumal für mehr als die Hälfte der Emissionen (37 g I-TEQ/a von total 65 g I-TEQ/a) verantwortlich (BUWAL 1997a). Als aktueller Fluss wird der Durchschnitt aus den Emissionen für 2000 und denjenigen für 2010 verwendet, d.h. 67.5 g I-TEQ/a.

Die Entstehung von Dioxinen und Furanen sollte nach Möglichkeit vermieden werden, da sie sich in der Nahrungskette akkumulieren. Im Sinne des Vorsorgeprinzips (Kap. 2.2.3) basiert die Berechnung des kritischen Flusses auf den technischen Möglichkeiten zur Reduktion von Dioxin- und Furanemissionen. Eine Rauchgasreinigung, wie sie in den KVAs eingebaut ist, erreicht eine 99 %-ige Reduktion von Dioxin und Furan in der Abluft.¹³ Die Vorschriften in der Luftreinhalteverordnung zu den Stickoxidemissionen wirken indirekt auch auf die Dioxin- und Furanemission begrenzend, so dass von einem geringen Reduktionspotential bei Verbrennungsanlagen in Industrie und Gewerbe ausgegangen werden kann. Potential besteht jedoch bei den Haushalten, deren Emissionen um 99 % reduziert werden könnten, wenn nur unbehandeltes Holz und kein Abfall mehr zu Hause verbrannt würde. Das heisst, die Haushalts-Emissionen

Kritischer Fluss

¹³ Gemäss persönlicher Mitteilung von Beat Müller, BAFU, vom 17.2.2005 ist eine Reduktion um den Faktor 100 bis 1000 zu erwarten und eine 99 %ige Reduktion somit eine sinnvolle Annahme.

könnten von 33.5 g I-TEQ auf 0.33 g I-TEQ reduziert werden, was rund einer Halbierung des aktuellen Flusses auf 34.5 g I-TEQ/a gleichkommt. Diese Menge wird als kritischer Fluss verwendet.

3.12.4 Ökofaktor für Dioxine und Furane

Tab. 26 > Ökofaktoren für Dioxine und Furane in UBP/g I-TEQ

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
<i>Normierung (g I-TEQ/a)</i>	67.5	B		
<i>Aktueller Fluss (g I-TEQ/a)</i>	67.5	B	(BUWAL 1997a)	-
<i>Kritischer Fluss (g I-TEQ/a)</i>	34.5	b	Vorsorgeprinzip	-
<i>Gewichtung (-)</i>	3.83			
<i>Ökofaktor (UBP/g I-TEQ)</i>	$5.7 * 10^{10}$			-

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor für Dioxine und Furane liegt sehr hoch. Dies widerspiegelt einerseits die geringen Emissionsmengen (einige Gramm pro Jahr), aber auch die grosse Schädlichkeit dieser Substanzen und die vorhandenen Möglichkeiten zu deren Reduktion.

3.13 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).

3.13.1 Normierung

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

3.13.2 **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 1995 auf 226 t/a und werden für 2005 auf 91 t/a geschätzt (BUWAL 1995, S. 86). Der Ausstoss dieser 91 Tonnen ist zum grössten Teil von Abfallverbrennungsanlagen und der Stahlindustrie verursacht.

Aktueller Fluss

Die Luftreinhalteverordnung (LRV) enthält Immissionsgrenzwerte (Jahresmittelwerte) für Blei im Staubbiederschlag. 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 demzufolge 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 Blei in den Boden gemäss Kapitel 6.2 verwendet.

Gewichtungsfaktor

3.13.3 **Ökofaktor für Blei**

Tab. 27 > Ökofaktor für Bleiemissionen in die Luft in UBP/g Blei

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Pb/a)	91	B		
Aktueller Fluss (t Pb/a)	91	B	Wert für 2005 gemäss BUWAL (1995, S. 86)	226
kritischer Fluss (t Pb/a)	(58)		theoretischer, aus der Gewichtung berechneter Wert	280
Gewichtung (-)	2.44		entspricht Gewichtungsfaktor für Bleieintrag in den Boden	
Ökofaktor (UBP/g Pb)	27 000			2 900

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der neue Ökofaktor fällt durch den Konzeptwechsel bei der Herleitung um einiges höher aus als der bisherige, obwohl die Emissionen bereits stark zurückgegangen sind. Dass die Steigerung fast einen Faktor 10 beträgt, hängt möglicherweise damit zusammen, dass der Immissionsgrenzwert (die bisherige Grundlage) wegen der Emissionen aus dem Verkehr tendenziell grosszügiger bemessen ist als bei den anderen Schwermetallen. Dies führte bis anhin zu einer verhältnismässig milden Bewertung.

3.14 Cadmium (Cd)

3.14.1 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).

3.14.2 Normierung

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

3.14.3 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. Für 2005 wird die Emission auf 2 t/a geschätzt (BUWAL 1995, S. 90).

Aktueller Fluss

Die Luftreinhalteverordnung (LRV) 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 Kapitel 6.2 verwendet.

Gewichtungsfaktor

3.14.4 Ökofaktor für Cadmium

Tab. 28 > Ökofaktor für Cadmium-Emissionen in die Luft in UBP/g Cadmium

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Cd/a)	2.00	B		
Aktueller Fluss (t Cd/a)	2.00	B	Wert für 2005 gemäss BUWAL (1995, S. 90)	2.5
kritischer Fluss (t Cd/a)	(2.08)		theoretischer, aus der Gewichtung berechneter Wert	4.5
Gewichtung (-)	0.925		entspricht Gewichtungsfaktor für Cadmиеintrag in den Boden	
Ökofaktor (UBP/g Cd)	460 000			120 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der aktuelle Fluss für Cadmium ist in den letzten Jahren zurückgegangen und liegt nun leicht unter dem kritischen Fluss. Durch das Verbot von cadmiumhaltigen Akkumulatoren und der daraus folgende Ersatz durch modernere, cadmiumfreie Varianten ist in Zukunft ein weiterer Rückgang zu erwarten.

3.15 Quecksilber (Hg)

3.15.1 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).

3.15.2 Normierung

Der Normierungsfluss ist identisch zum aktuellen Fluss.

3.15.3 Gewichtung

Die Hauptquelle von Quecksilber-Emissionen ist der Bereich Industrie und Gewerbe. Früher war insbesondere die Abfallverbrennung in Kehrlichtverbrennungsanlagen eine bedeutende Quelle, die jedoch durch verbesserte Abgasreinigung wesentlich reduziert worden ist. Für 2004 hat die Schweiz eine jährliche Emissionsmenge von 1020 kg Hg an die Vereinigten Nationen berichtet¹⁴.

Aktueller Fluss

¹⁴ Persönliche Mitteilung, N. Egli, BAFU, 3. November 2006

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.

3.15.4 Ökofaktor für Quecksilber

Tab. 29 > Ökofaktor für Quecksilber-Emissionen in die Luft in UBP/g Quecksilber

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (kg Hg/a)	1020	B		
Aktueller Fluss (kg Hg/a)	1020	B		3.3
Kritischer Fluss (kg Hg/a)	2220	b		
Gewichtung (-)	0.21			
Ökofaktor (UBP/g Hg)	210000			120000*

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

* Mangels kritischem Fluss wurde in Brand et al. (1998) der Ökofaktor für Cadmium auch für Quecksilber verwendet

Der aktuelle Fluss für Quecksilber hat in den vergangenen Jahren eine stetige Abnahme erfahren. Eine weitere Abnahme ist nicht zu erwarten.

3.16 Zink (Zn)

3.16.1 Ökologische Wirkung

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

3.16.2 Normierung

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

3.16.3 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. Für das Jahr 2005 wird mit einem weiteren Rückgang auf 560 t/a gerechnet, wobei der Verkehr nun mit zwei Dritteln die Hauptquelle ist (BUWAL 1995, S. 88). 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.

Aktueller Fluss

Die Luftreinhalteverordnung (LRV) 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, wie im 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). Der Bodenschutz ist demzufolge 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 Kapitel 6.2 verwendet.

Gewichtungsfaktor

3.16.4 Ökofaktor für Zink

Tab. 30 > Ökofaktor für Zink-Emissionen in die Luft in UBP/g Zink

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Zn/a)	560	B		
Aktueller Fluss (t Zn/a)	560	B	Wert für 2005 gemäss BUWAL (1995, S. 88)	630
kritischer Fluss (t Zn/a)	(359)		theoretischer, aus der Gewichtung berechneter Wert	1 100
Gewichtung (-)	2.44		entspricht Gewichtungsfaktor für Zinkeintrag in den Boden	
Ökofaktor (UBP/g Zn)	4 400			520

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der aktuelle Fluss von Zink ist leicht zurückgegangen im Vergleich zur Situation von 1997. Durch den Konzeptwechsel für die Herleitung ist jedoch der kritische Fluss deutlich stärker zurückgegangen, was zu einem nun höheren Ökofaktor führt.

4 > Emissionen in die Oberflächengewässer

4.1 Einleitung

4.1.1 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 (Kap. 2) 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 Kap. 5.1), sollen die Ökofaktoren für Oberflächengewässer *nicht* auf Schadstoffe angewendet werden, die ins Grundwasser emittiert werden.

4.1.2 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.

Seit dem in Kraft treten der Gewässerschutzverordnung (GSchV) im Herbst 1997 werden Anforderungen an die Wasserqualität nur noch für diejenigen Stoffe genannt, die für die Qualität der Fliessgewässer heute noch relevant sind. Die Liste in der GSchV ist Ausgangspunkt für die Diskussion der Auswahl der Ökofaktoren für gewässerbelastende Stoffe. Sie wird ergänzt durch den Schadstoff Phosphor, der für die Wasserqualität der Seen eine wichtige Rolle spielt, durch den Summenparameter AOX (halo-

genierte organische Substanzen in Gewässern), hormonaktive Substanzen und radioaktive Emissionen (aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente).

Die mit einem Ökofaktor gewichteten Wasserschadstoffe sind in Tab. 31 zusammengestellt. Zudem werden grob die Wirkungen der Schadstoffe angegeben, und welche davon für die Festlegung des Ökofaktors massgeblich ist. In vielen Fällen wurde das Qualitätsziel der IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) verwendet, welches sich nicht auf eine einzelne Wirkung zurückführen lässt.

4.1.3 Anwendungsanweisung

Die Schweiz verursacht keine direkten Emissionen in die Meere. Durch die Einfuhr von Produkten können jedoch indirekt solche Emissionen ausgelöst werden. Daher sollen die in diesem Kapitel hergeleiteten Ökofaktoren auch auf Emissionen in die Meere angewendet werden. Die Ökofaktoren für Stickstoffe und radioaktive Emissionen beruhen ohnehin teilweise auf Meeresschutzzielen.

Tab. 31 > Wirkungsmechanismen der bewerteten Wasserschadstoffe

	Umwelt				Mensch				Charakterisierung	Bemerkungen
	Eutrophierung	Sauerstoffzehrung	Fischtoxizität	Bioakkumulation	Stoffwechselstörungen	Kanzerogenität	Erbgutschädigung	Embryoschädigung andere/weitere Schädigungen		
Stickstoff	#		(x)						-	
Phosphor	#								-	
Organische Stoffe (BSB, CSB, DOC, TOC)	#								-	
Arsen				x	x	x	(x)		-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Blei (Pb)				x	x				-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Cadmium (Cd)				x	x	x	(x)		-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Chrom (Cr)				x	x				-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Kupfer (Cu)				x	x				-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Nickel (Ni)				x	x				-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Quecksilber (Hg)				x	x				-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Zink (Zn)				x	x				-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Radioaktive Emissionen in Meere						x		x	C14-eq.	Reduktion auf natürliche Hintergrundsbelastung
AOX				x	x			x	-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Chloroform						(x)		x	-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
PAK						x			-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Benzo(a)pyren						(x)			-	Qualitätsziel Rhein gem. IKSR
Hormonaktive Stoffe				#				x	x	E2-eq.

x Wirkung, bzw. Zusammenhang nachgewiesen

(x) Wirkung, bzw. Zusammenhang vermutet

Für die Bestimmung des Ökofaktors massgebliche Wirkung

4.2 Stickstoff

4.2.1 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 Kap. 5.2) gesondert bewertet.

Nitrat stellt 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 Stickstoffbelastung der Nordsee und anderer flacher Meere 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 (BUWAL 1996c).

4.2.2 Normierung

Die Abschätzung des Normierungsflusses basiert auf dem Stickstoff Eintrag ins Rheineinzugsgebiet gemäss der Modellierung von Prashun et. al (2005) und einer Hochrechnung auf die Schweiz mit dem Abfluss-Verhältnis Rhein zu Gesamtschweiz.

Für das Rheineinzugsgebiet beläuft sich der Stickstoff-Eintrag auf 30 556 t N/a. Der Abfluss über den Rhein beläuft sich im langjährigen Mittel auf rund 38 Mia. m³/a, und der gesamtschweizerische auf 48 Mia. m³/a. Daraus ergibt sich extrapoliert ein Eintrag von 38 597 t N/a für die Gesamtschweiz.

4.2.3 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 (2006) beträgt der aktuelle Fluss 24 827 t N/a.

Aktueller Fluss

Die Nordseeanliegerstaaten haben als Folge der im Laufe der 80er Jahre deutlich gewordenen Überdüngungserscheinung bereits 1987 eine Absichtserklärung¹⁵ 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 1996c, S. 36). Das Ziel konnte beim Stickstoff bis heute nicht erreicht werden. Bis im Jahr 2003 betrug die Reduktion 29 % (OSPAR Commission 2006).

Kritischer Fluss

¹⁵ Second International Conference on the Protection of the North Sea, London, 24–25 November 1987

Diese Zielsetzung wird als Basis für die Festlegung des kritischen Flusses für den Gesamtstickstoff (N_{tot}) verwendet. 1985 betrug die Stickstofffracht im Rheineinzugsgebiet 35 020 t N/a (OSPAR Commission 2006), der kritische Fluss daher 17 510 t N/a. Die Ableitung des kritischen Flusses aus der GSchV würde einen deutlich höheren kritischen Fluss ergeben¹⁶ und wird daher nicht verwendet.

4.2.4 Ökofaktor für Stickstoff in Oberflächengewässer

Tab. 32 > Ökofaktor für Stickstoff und Stickstoffverbindungen in Oberflächengewässern in UBP/g N

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (t N/a)	31 360	B	Hochrechnung auf Gesamtschweiz mit Abflussdaten gemäss NADUF	
Aktueller Fluss (t N/a)	24 827	A	nur Rheineinzugsgebiet (OSPAR Commission 2006)	40 000
kritischer Fluss (t N/a)	17 510	a	50 % Reduktionsziel im Rheineinzugsgebiet (OSPAR Commission 2006)	24 000
Gewichtungsfaktor (-)	2.01			
Ökofaktor (UBP/g N)	64			69

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor für Stickstoff ist gegenüber der bisherigen Situation leicht zurückgegangen, da der Stickstoffeintrag gegenüber 1997 deutlich reduziert werden konnte.

4.3 Phosphor

4.3.1 Ökologische Wirkung

Der Phosphor-Eintrag ist für Seen (und Meere) 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. Der Anschluss von Haushalten und Gewerbe an Kläranlagen und das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln brachte eine deutliche Reduktion des Phosphor-Eintrages über die letzten beiden Jahrzehnte (BLW & BUWAL 1998; BUWAL 2004a).

¹⁶ Unter der Annahme eines mittleren Abflusses im Rhein von 1'000 m³/s und dem Anforderungswert von 5.6 mg NO₃-N/l ergäbe sich bereits ein kritischer Fluss von 176'600 t NO₃-N/a für das Rheineinzugsgebiet

Phosphor wird als an Partikel gebundenes Phosphat vor allem durch die Erosion und Abwaschung von 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 weist Ackerboden in der Schweiz Phosphorgehalte auf, die den jährlichen Bedarf der Pflanzen weit übersteigen. Bei der integrierten Produktion darf inzwischen nur noch soviel Phosphor ausgebracht werden, wie von den Kulturen aufgenommen werden kann, womit sich die Situation etwas verbessert (BUWAL 2004a). Zudem enthält die ChemRRV Vorschriften zur erlaubten Ausbringungsmenge von Kompost, Gärgut und Presswasser, die in die gleiche Richtung zielen.

4.3.2 Normierung

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. Eingetragener Phosphor wird von den Pflanzen in den Gewässern aufgenommen und schliesslich durch Sedimentierung der Biomasse in Seen abgelagert.

Die Abschätzung des Normierungsflusses basiert auf dem Phosphoreintrag ins Rheineinzugsgebiet gemäss der Modellierung von Prashun et. al (2005) und einer Hochrechnung auf die Schweiz mit dem Abfluss-Verhältnis Rhein zu Gesamtschweiz. Die aktuellsten Zahlen (2003) sind in OSPAR Commission (2006) veröffentlicht.

Für das Rheineinzugsgebiet beläuft sich die Phosphor-Fracht auf 1341 t P/a. Der Abfluss über den Rhein beläuft sich im langjährigen Mittel auf rund 38 Mia. m³/a und der Gesamtschweizerische auf 48 Mia. m³/a. Daraus ergibt sich einen gesamtschweizerischen Phosphoreintrag von 1694 t P/a.

4.3.3 Gewichtung: Schutz der Nordsee

Der aktuelle Fluss unterscheidet sich vom Normierungsfluss, da sich das Reduktionsziel nur auf das Rheineinzugsgebiet bezieht. Gemäss OSPAR Commission (2006) beläuft sich die Phosphor-Fracht auf 1341 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 1434 t P/a leicht über dem aktuellen Fluss (OSPAR Commission 2006).

Kritischer Fluss

4.3.4 Gewichtung: Phosphorgehalt Schweizer Seen

Der Gewichtungsfaktor (und daraus folgend der Ökofaktor) lässt sich für Phosphor auch alternativ aus dem Zielwert zur Phosphor-Konzentration im Seewasser für jeden

Schweizer See separat berechnen (Tab. 33). Der Zielwert liegt bei 20 mg P/m³ durchmischtem Freiwasser (BLW & BUWAL 1998, S. 6). Die in Seen gemessenen Werte liegen z. T. deutlich unter diesem Zielwert (Walensee) andererseits auch z. T. sehr deutlich darüber (nördlicher Luganersee und Zugersee). Die ökologische Knappheit der grossen Schweizer Seen ist also stark unterschiedlich.

Für das Bestimmen einer durchschnittlichen ökologischen Knappheit für die Schweiz sind einerseits die individuellen heutigen Phosphorkonzentrationen und andererseits das Seevolumen relevant. Die Phosphor-Aufnahmekapazität der Seen ist von diesen beiden Parametern abhängig. Da der Gewichtungsfaktor quadratisch auf das Verhältnis von aktueller zu Zielkonzentration reagiert, wird der durchschnittliche Gewichtungsfaktor auf der Basis der mit dem Seevolumen gewichteten Summe der Gewichtungsfaktoren der einzelnen Seen bestimmt (siehe Tab. 33).

Tab. 33 > Berechnung des Gewichtungsfaktors für Schweizer Seen aus der aktuellen Konzentration und der Zielkonzentration

Es sind nur diejenigen Seen berücksichtigt die für das Jahr 2004 – oder allenfalls 2005 – einen verlässlichen Messwert aufweisen

	Seevolumen Mio. m ³	Gesamt P- Konz. mg/m ³	Messjahr	Zielwert mg/m ³	Gewichtungsfaktor (-)
Lac Léman	89 900	29.5	2004	20	2.18
Bodensee	48 000	9	2004	20	0.20
Lac de Neuchâtel	14 170	7	2004	20	0.12
Lago Maggiore	37 100	10	2004	20	0.25
Vierwaldstättersee	11 800	5	2004	20	0.06
Zürichsee	3 900	24.6	2004	20	1.51
Lago di Lugano nord	4 690	110	2005	20	30.25
Lago di Lugano sud	1 140	45	2005	20	5.06
Thunersee	6 500	4	2004	20	0.04
Bielsee	1 240	18	2004	20	0.81
Zugersee	3 210	108	2005	20	29.16
Brienzersee	5 170	4	2004	20	0.04
Walensee	2 490	3	2004	20	0.02
Murtensee	600	11	2004	20	0.30
Sempachersee	660	29	2004	20	2.10
Hallwilersee	215	49	2004	20	6.00
Greifensee	161	67	2004	20	11.22
Baldeggersee	178	43	2004	20	4.62
Pfäffikersee	58	22	2004	20	1.21
Schweizerischer Gewichtungsfaktor					2.04

Quelle: Datei phosphor_dans_les_lacs.xls¹⁷

¹⁷ Daten «Phosphor in Seen» übermittelt durch Dr. P. Liechti (BAFU) am 5.4.2006. Die Daten sind durch Internationale Kommissionen (CIPEL, CIPALS, IGKB), Kantonale Fachstellen, Eawag und Wasserversorgung Zürich (WVZ, für Zürich- und Walensee) erhoben worden.

4.3.5 Ökofaktor für Phosphor

Die Gewichtung ist in den Kapiteln 4.3.3 und 4.3.4 auf zwei verschiedene Arten hergeleitet worden. Einerseits aus dem 50 % Reduktionsziel der Einträge in die Nordsee und andererseits aus dem Schutzziel für die Schweizer Seen. Letzterer Gewichtungsfaktor führt zu einem höheren Ökofaktor. Der Ökofaktor aus dem 50 % Reduktionsziel wird daher in Tab. 34 nicht weiter mitaufgeführt.

Tab. 34 > Ökofaktor für Phosphor in UBP/g P

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (t P/a)	1694	B	Hochrechnung mit NADUF-Abflussdaten aus den Frachten für das Rheineinzugsgebiet gemäss OSPAR Commission (2006)	
Aktueller Fluss (t P/a)	-			2900
Kritischer Fluss (t P/a)	-			1200
Gewichtungsfaktor (-)	2.04		Berechnet aus Schutzziel See	
Ökofaktor (UBP/g P)	1200			2000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der tiefere Ökofaktor widerspiegelt die Entspannung beim Phosphor-Problem und das Wirken der getroffenen Massnahmen. Einzelne Seen sind, wie in Tab. 33 dargestellt, immer noch sehr starker Belastung ausgesetzt. Im Vergleich zu früheren Jahren sind aber auch da die Konzentrationen rückläufig.

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

4.4.1 Ökologische Wirkung

Der BSB (Biologischer Sauerstoffbedarf¹⁸), der CSB (CSB, Chemischer Sauerstoffbedarf¹⁹), der DOC (gelöste organische Kohlenstoffe²⁰) und der TOC (Total organischer Kohlenstoffe²¹) 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. Diese spezifischen Wirkungen von Stoffen, die im Summenparameter «organische Stoffe» enthalten sind, können hier aber nicht berücksichtigt werden.

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 (BSB₅). 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 BSB₅ 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.

¹⁸ engl. BOD – biochemical oxygen demand

¹⁹ engl. COD – chemical oxygen demand

²⁰ engl. DOC – dissolved organic carbon

²¹ engl. TOC – total organic carbon

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 (in g) ≈ 3 DOC (in g) vorgenommen werden. Eine untere Schätzung für den CSB kann auch aus dem BSB, mit CSB (in g) = BSB (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 (in g) ≈ 3 TOC (in g) abgeschätzt werden (Brand et al. 1998).

4.4.2 Normierung

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.

Für den Kanton Bern ist die Fracht aus Abwasser-Reinigungsanlagen (ARAs) und dem Eintrag aus der Landwirtschaft bestimmt worden. Der gesamtschweizerische Fluss von 47 700 t CSB/a wurde von Dinkel et al. (2004) aus diesen Daten hochgerechnet.

4.4.3 Gewichtung

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

Aktueller Fluss

In der Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz (1996, S. 16–17) wird der kritische Fluss aufgrund ökologischer Kriterien abgeschätzt: Aus ökologischer Sicht sollte unterhalb der Einleitstellen im Mittel maximal 30% des im Wasser gelösten Sauerstoffes gezehrt werden. Der durchschnittliche Sauerstoffgehalt im Flusswasser wird auf 10 g/m³ geschätzt. Damit ergibt sich eine maximal zulässige Zehrung von 3 g O₂/m³ und damit eine maximal zulässige Belastung von 3 g CSB/m³ (Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz 1996, S. 16–17).

Kritischer Fluss

Die maximale anthropogen verursachte CSB-Fracht lässt sich auf Basis der Abflussmengen aus der Schweiz (48 Mrd. m³) hochrechnen und beträgt somit 144 000 t pro Jahr.

4.4.4 Ökofaktoren für BSB, CSB, DOC und TOC

Da all diese Faktoren das Gleiche – 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 Faustregeln in Kapitel 4.4.1 aus den anderen Messwerten hergeleitet werden.

Tab. 35 > 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.

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (t CSB/a)	47 700	B		
Aktueller Fluss (t CSB/a)	47 700	B	(Dinkel & Stettler 2004)	115 000
Kritischer Fluss (t CSB/a)	144 000	b	Abgeleitet aus Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz (1996, S. 16–17)	140 000
Gewichtungsfaktor (-)	0.11			
Ökofaktor (UBP/g CSB)	2.30			5.9
Ökofaktor (UBP/g BSB)	2.30		Grobe Näherung: $BSB \approx CSB$	5.9
Ökofaktor (UBP/g DOC)	6.90		Abgeleitet aus dem Ökofaktor für CSB mit $CSB \approx 3 DOC$	18
Ökofaktor (UBP/g TOC)	6.90		Grobe Näherung: $CSB \approx 3 DOC \approx 3 TOC$	18

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Im Vergleich zur Situation von 1997 ergibt sich ein tieferer Ökofaktor als Folge der Reduktion bei den Emissionen. Die schweizweite Klärung des Abwassers und die Vorschriften zur Einleitung von Abwasser in die Gewässer haben zu einer Abnahme organischer Substanz in den Gewässern geführt.

Die Gewichtung von spezifischen Wirkungen bioakkumulativer, persistenter Substanzen ist mit dem Ökofaktor für CSB nicht möglich.

4.5 Schwermetalle und Arsen

4.5.1 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. In der Schweiz stellen diese Stoffe jedoch kein wesentliches Problem dar.

Zink und Kupfer stammen aus der Dachentwässerung und der Verwendung entsprechender Rohre bei der Trinkwasserversorgung. Zink stammt zudem aus Pneubetrieb 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 et al. 2000).

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).

4.5.2 Normierung

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 (BUWAL et al. 2000) und andererseits die Schwermetallgehalte der Schwebstoffphase gemäss Rheinschutzkommission (IKSR 2004) 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 2001 bis 2004 verwendet (Tab. 36).

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

- > Die Gesamtkonzentration an Schwermetallen steigt mit der Konzentration an Schwebstoffen, da sich die Metalle dort anreichern. In der Rhone, die vergleichsweise hohe Partikelkonzentrationen aufweist, dürften die Konzentrationen an Schwermetallen daher über denjenigen im Rhein liegen.
- > Der Rhein dürfte aufgrund der Struktur der Industrie im Einzugsgebiet überdurchschnittlich stark mit Quecksilber belastet sein.
- > 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. 36 > Berechnung des Normierungsflusses für Schwermetalle aus den NADUF-Konzentrationsmessungen (Mittelwert der Jahre 2001 bis 2004) an der Messstation Weil am Rhein.

	Mittlere Konzentration im Rhein g/s	Normierung t/a
Arsen (As)	0.188*	8.6*
Blei (Pb)	0.704	32
Cadmium (Cd)	0.0134	0.61
Chrom (Cr)	0.555	25
Kupfer (Cu)	1.61	74
Nickel (Ni)	1.84	84
Quecksilber (Hg)	0.0044	0.20
Zink (Zn)	3.65	167

* Werte für Arsen berechnet aus IKS (2004) Konzentrationsmessung und der Annahme von 17.9 kg Schwebstoffe/s Mittelwert 2001 bis 2004 aus NADUF

4.5.3 Gewichtung

In der Gewässerschutzverordnung (GSchV) sind sieben umweltrelevante Schwermetalle aufgeführt. Es sind dies Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd), Blei (Pb), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Zink (Zn) und Nickel (Ni). Zink. 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. Letztere Anforderungswerte sind strenger bemessen (BUWAL et al. 2000).

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. Die Zielvorgaben der IKSR für in der Schwebstoffphase gebundene Schwermetalle liegen etwa im Bereich der Konzentrations-Anforderungs-

werte für die Einleitung von Abwässern gemäss GSchV (ausgehend von einem durchschnittlichen Schwebstoffgehalt von 16 mg/l).

Das Verhältnis der Schwermetallgehalte in den Schwebstoffen zu dessen Zielwerten gemäss IKSR (2004) 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. 37). Die Daten zu den aktuellen Konzentrationen stammen aus dem RÜS-Jahresbericht (AUE 2005), welcher die aktuellsten Daten ausweist.

Tab. 37 > Gewichtungsfaktoren für Schwermetalle berechnet aus aktueller und kritischer Konzentration

	Aktuelle Konzentration (Messwert) mg/kg Schwebstoffe	Kritische Konzentration (Zielwert) mg/kg Schwebstoffe	Gewichtung (-)
Arsen (As)	10.5	40	0.07
Blei (Pb)	38	100	0.14
Cadmium (Cd)	0.42	1.00	0.18
Chrom (Cr)	44	100	0.19
Kupfer (Cu)	51	50	1.04
Nickel (Ni)	38	50	0.57
Quecksilber (Hg)	0.21	0.50	0.18
Zink (Zn)	182	200	0.83

Quelle: (AUE 2005) (IKSR 2004)

4.5.4 Ökofaktoren für Schwermetalle und Arsen in Oberflächengewässer

Tab. 38 > 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 2006 UBP/g	Ökofaktor 1997 UBP/g
Arsen (As)	8.6	B	10.5	A	40	a	0.069	8 000	-
Blei (Pb)	32	B	38	A	100	a	0.14	4 400	190
Cadmium (Cd)	0.61	B	0.42	A	1.00	a	0.18	290 000	11 000
Chrom (Cr)	25	B	44	A	100	a	0.19	7 600	660
Kupfer (Cu)	74	B	51	A	50	a	1.04	14 000	1 200
Nickel (Ni)	84	B	38	A	50	a	0.57	6 800	190
Quecksilber (Hg)	0.20	B	0.21	A	0.50	a	0.18	880 000	240 000
Zink (Zn)	167	B	182	A	200	a	0.83	5 000	210

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Die Anforderungswerte der GSchV haben seit ihrer Verwendung in Brand et al. (1998) nicht geändert, wodurch mehr oder weniger gleichbleibende Ökofaktoren resultiert hätten. Durch die Verwendung der strengeren Zielwerte aus der Rheinschutzkommission wird der politischen Entwicklung Rechnung getragen, die sich jedoch noch nicht in der Gewässerschutzverordnung niedergeschlagen hat. Die resultierenden Ökofaktoren sind deutlich höher als diejenigen von 1997.

4.6 Radioaktive Emissionen in Meere

4.6.1 Einführung

Bislang wurde bei der Methode der ökologischen Knappheit darauf verzichtet, die radioaktiven Emissionen zu bewerten. Die Kernkraftwerke in der Schweiz emittieren Mengen, die deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte liegen. Andere namhafte Emittenten sind in der Schweiz nicht anzutreffen.

Der Grund weshalb nun 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 Kap. 7.5 im Bereich der Süswassernutzung in ariden Ländern angewandt.)

Das ab 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.

4.6.2 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 unfallbedingter Freisetzung grosser Mengen radioaktiver Substanzen.

4.6.3 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. 39 aufgelistet.

Tab. 39 > Charakterisierungsfaktoren für das Krebs erzeugende 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	5.75E-05
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

4.6.4 Normierung

In den beiden Wiederaufarbeitungsanlagen von La Hague und Sellafield werden jährlich rund 2500 Tonnen abgebrannte Brennstäbe wiederaufgearbeitet (Select Committee on Science and Technology 1999).

Die jährlichen Emissionen aufgeschlüsselt nach Isotopen sind in (British Nuclear Group 2005; OSPAR Commission 2003; OSPAR Commission 2004; OSPAR Commission 2005) dokumentiert. Die dort aufgeführten Radionuklide werden mit den Charakterisierungsfaktoren gemäss Kap. 4.6.3 charakterisiert. Die charakterisierte Emissionsmenge beträgt im Durchschnitt der Jahre 2001 bis 2004 190 TBq C-14-eq./a.

Der Schweizer Anteil an der Europäischen Stromproduktion aus Kernkraftwerken beträgt rund 1.05 % (basierend auf Zahlen für dieselbe Zeitperiode). Dieser Anteil wird für die Normierung verwendet, was in einem Normierungswert von 2.0 TBq C-14-eq./a resultiert.

4.6.5 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 ohne klaren Trend (siehe British Nuclear Group 2005; OSPAR Commission 2003; OSPAR Commission 2004; OSPAR Commission 2005). Deshalb wird ein gleitendes Mittel über vier Jahre (2001–2004) verwendet. Dieser Vierjahresmittelwert der heutigen Emissionen in Sellafield beträgt 96.0 TBq C14-eq (3.2 TBq C14-eq alpha- und 92.8 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 65 TBq pro Jahr reduziert werden. Dies entspricht einer charakterisierten Emissionsmenge von total 64.1 TBq C14-eq (2.0 TBq C14-eq alpha- und 62.1 TBq C14-eq beta-Emitter).

4.6.6 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere

Aktueller und kritischer Fluss basieren auf charakterisierten Werten. Das Verhältnis von aktuellem Fluss zu kritischem Fluss beträgt 2.24. Der Normierungsfluss basiert auf dem Schweizer Anteil der charakterisierten Menge aller in La Hague und Sellafield jährlich in die Nordsee eingeleiteten alpha- und beta-Emitter.

Tab. 40 > Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere in UBP/kBq C14-eq

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (TBq C14-eq/a)	2.00	C		
Aktueller Fluss (TBq C14-eq/a)	96.0	B	Charakterisiertes Vierjahresmittel (2001–04) der Emissionen aus der Anlage in Sellafield	
Kritischer Fluss (TBq C14-eq/a)	64.1	b	Charakterisiertes Emissionsziel 2020 der Anlage in Sellafield	
Gewichtungsfaktor (-)	2.24			
Ökofaktor (UBP/kBq C14-eq)	1 100			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor wird hier zum ersten Mal ausgewiesen. Die von der Schweiz mitgetragenen Reduktionsziele zum Schutze der Nordsee sind erst in den letzten Jahren definiert worden.

4.6.7 Ökofaktoren für einzelne Isotope

Mithilfe der in Kapitel 4.6.3 beschriebenen Charakterisierung können Ökofaktoren für ausgewählte Isotope berechnet werden. Diese sind in Tab. 41 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. 41 > 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 2006 (UBP/kBq)
Americum-241	Am-241	25.8	29 000
Carbon-14	C-14	1	1 100
Curium-alpha	Cm alpha	47.5	53 000
Cobalt-60	Co-60	0.325	360
Cesium-134	Cs-134	0.066	74
Cesium-137	Cs-137	0.066	74
Tritium	H-3	5.75E-05	0.064
Iodine-129	I-129	83.3	93 000
Plutonium-alpha	Pu alpha	6.17	6 900
Ruthenium-106	Ru-106	0.117	130
Antimony-125	Sb-125	0.0125	14
Strontium-90	Sr-90	0.0033	3.7
Uranium-234	U-234	0.0192	21
Uranium-235	U-235	0.0208	23
Uranium-238	U-238	0.0192	21
Actinides, radioactive, unspecified	*	10.3	11 000
Radioactive species, Nuclides, unspecified	*	4.06	4 500

* Erklärung siehe Kapitel 4.6.8

4.6.8 Anwendungsanweisung betreffend ecoinvent Datenbestand v2.01

Im aktuellen ecoinvent Datenbestand v2.01 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) werden unter «Actinides, radioactive, unspecified» und alle übrigen Isotope unter «Radioactive species, Nuclides, unspecified» zusammengefasst.

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 Ökofaktoren 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.

4.7 AOX

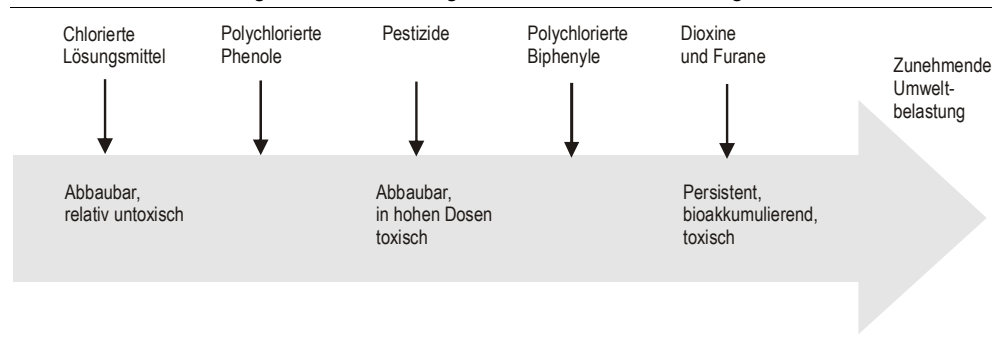
4.7.1 Ökologische Wirkung

AOX (adsorbable organic halogenated compounds) ist ein Summenparameter, der organische halogenierte (hauptsächlich chlorierte) Substanzen erfasst. Darunter fallen 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. 42 ist eine grobe Einteilung der AOX gemäss ihren Umwelteinwirkungen dargestellt.

Tab. 42 > Grobe Einteilung verschiedener AOX gemäss ihren Umwelteinwirkungen



Die AOX-Belastung der Oberflächengewässer in der Schweiz ist in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen und hat bezüglich Gewässerschutz stark an Bedeutung verloren. Zudem ist die Bildung eines Ökofaktors für AOX ein Kompromiss. Die Gewichtung stark unterschiedlicher 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 ein separater Ökofaktor hergeleitet (Kap. 4.8). Auch da ist die Belastung wegen Verwendungsverboten zwischenzeitlich deutlich zurückgegangen.

4.7.2 Normierung

Messungen bei der Rheinüberwachungsstation in Weil am Rhein (AUE 2005) weisen AOX-Konzentrationen zwischen 3.2 und 8.5 $\mu\text{g Cl}^-/\text{l}$ mit einem Mittelwert von 6.0 $\mu\text{g Cl}^-/\text{l}$ aus. Die im AOX-Summenparameter zusammengefassten Substanzen werden in stark unterschiedlichem Ausmass abgebaut. Eine Hochrechnung der gemessenen Konzentrationen auf die gesamtschweizerischen Frachten²² ergibt als untere Grenze für die gemessenen Frachten 288 t Cl^-/a .

4.7.3 Gewichtung

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

Aktueller Fluss

Die Gewässerschutzverordnung (GSchV) enthält verschiedene Bestimmungen zu AOX. So steht, dass für die Trinkwassernutzung im Grundwasser ein Anforderungswert von 10 $\mu\text{g/l}$ gilt. Zudem werden branchenspezifische Anforderungen an Produktionsprozesse festgelegt: Bei der Herstellung von 1 Tonne Zellstoff, welche eine wichtige Belastungsquelle von AOX ist, darf nicht mehr als 0.5 kg AOX entstehen. Hingegen existiert in der Schweiz kein Qualitätsziel für die AOX-Konzentration in den Oberflächengewässern.

Kritischer Fluss

Ein solches Qualitätsziel wurde jedoch von der Internationalen Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR) auf 25 $\mu\text{g/l}$ 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.

²² Annahme für den gesamtschweizerischen Abfluss 48 Mia. m^3/a

4.7.4 Ökofaktor für AOX

Tab. 43 > Ökofaktor für AOX in UBP/g Cl⁻

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (t AOX als Cl ⁻ /a)	288	B		
Aktueller Fluss (t AOX als Cl ⁻ /a)	288	B	Berechnet aus Konzentrationsmessungen (AUE 2005)	470
Kritischer Fluss (t AOX als Cl ⁻ /a)	1200	a	Qualitätsziel Oberflächengewässer (IAWR 2003)	1200
Gewichtungsfaktor (-)	0.058			
Ökofaktor (UBP/g AOX als Cl ⁻)	200			330

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

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 Summenparameters nicht vordringlich. Für ökologisch bedeutsame Substanzen, die unter AOX fallen würden, sollte nach Möglichkeit ein spezifischer Ökofaktor hergeleitet werden.

4.8 Chloroform

4.8.1 Ökologische Wirkung

Chloroform ist eine Substanz der AOX-Gruppe (siehe Kap. 4.7), die früher eine weite Verbreitung hatte unter anderem zur chemischen Reinigung, als Lösungsmittel und als Desinfektionsmittel. Die ChemRRV²³ 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).

²³ Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen

4.8.2 Normierung

Die gesamtschweizerische Fracht wird aus dem gesamtschweizerischen Abfluss (48 Mia. m³) und der in Weil am Rhein gemessenen Konzentration (0.04 µg/l) gemäss AUE (2005) abgeschätzt. Die Fracht beläuft sich mit diesen Werten auf rund 1.9 t Chloroform/a.

4.8.3 Gewichtung

Der Gewichtungsfaktor wird aus der gemessenen (aktuellen) Konzentration und dem Zielwert (kritische Konzentration) gemäss IKSr (2004) bestimmt. Erstere beläuft sich auf 0.04 µg/l, letztere auf 0.6 µg/l.

Gewichtungsfaktor

4.8.4 Ökofaktor für Chloroform

Tab. 44 > Ökofaktor für Chloroform (CHCl₃) in UBP/g CHCl₃

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (t CHCl ₃ /a)	1.5	B		
Aktuelle Konzentration (µg CHCl ₃ /l)	0.04	B	Konzentrationsmessungen gemäss AUE (2005)	
Kritische Konzentration (µg CHCl ₃ /l)	0.60	b	Qualitätsziel Oberflächen-gewässer (IKSR 2004)	
Gewichtungsfaktor (-)	0.0028			
Ökofaktor (UBP/g CHCl ₃)	1500			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor für Chloroform ist ein Mehrfaches höher als für AOX. Die Belastungssituation ist jedoch ähnlich und Chloroform stellt im Allgemeinen kein Problem mehr dar.

4.9 PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)

4.9.1 Ökologische Wirkung

PAK ist ein Summenparameter und steht für «Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (engl.: PAH «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons»)). PAKs haben teilweise krebserregende Wirkung bei Säugern. Sie kommen ausschliesslich in Schwebestoffen vor. Die Konzentration an PAKs ist daher abhängig von der Konzentration an Schwebestoffen in den Gewässern. Quellen sind Verbrennungsprozesse und Abschwemmungen von Strassen. Die häufigsten PAKs (inkl. CAS-Nr. und Synonymen) sind im Anhang A3 zusammengestellt.

4.9.2 Normierung

Die Berechnung des gesamtschweizerischen Eintrags in die Gewässer wird aus der Konzentration im Rhein bei der Station Weil am Rhein hochgerechnet. Die Konzentration für vier gemessene PAKs²⁴ beträgt <0.003 µg/l (ohne Benzo(a)pyren, da dieses in Kap. 4.10 separat bewertet wird). Für die Abschätzung wird von 0.003 µg/l ausgegangen, was mit dem schweizerischen Abfluss von 48 Mia. m³/a eine Fracht von 144 kg/a ergibt.

4.9.3 Gewichtung

Der Gewichtungsfaktor wird – identisch zum Vorgehen bei den Schwermetallen – aus den gemessenen Konzentrationen und den Zielwerten bestimmt. Die gemessene Konzentration für PAKS beträgt <0.004 µg/l (enthält 0.001 µg/l Benzo(a)pyren). Es wird daher von einer Konzentration von 0.004 µg/l ausgegangen. Die Zielvorgabe gemäss IKSR (IKSR 2004) liegt bei 0.1 µg/l und somit deutlich höher.

Gewichtungsfaktor

4.9.4 Ökofaktor für PAK

Tab. 45 > Ökofaktor für PAK in UBP/g PAK

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (t PAK/a)	0.144	B		
Aktuelle Konzentration (µg PAK/l)	0.004	B	Berechnet aus Konzentrationsmessungen, AUE 2005	
Kritische Konzentration (µg PAK/l)	0.1	a	Zielvorgabe Oberflächengewässer (IKSR 2004)	
Gewichtungsfaktor (-)	0.0016			
Ökofaktor (UBP/g PAK)	11 000			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Bisher existierte kein Ökofaktor für PAK, da keine ausreichende Datengrundlage vorhanden war. Der nun hergeleitete Ökofaktor erscheint eher hoch, aber im Vergleich zu anderen Stoffen sind gewisse PAKs sehr toxisch und zum Teil auch kanzerogen. Zudem werden sie nur in geringen Mengen in Gewässer emittiert, womit der Ökofaktor der Situation angemessen 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 eigener Ökofaktor hergeleitet. Im Anhang A3 findet sich eine nicht abschliessende Liste weiterer PAK-Substanzen.

²⁴ Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren

4.10 Benzo(a)pyren

4.10.1 Ökologische Wirkung

Benzo(a)pyren (BaP) gehört zu der Gruppe der PAKs (siehe Kap. 4.9). 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 teerölhaltigen Holzschutzanstriche, z. B. von Bahnschwellen. Das Teeröl enthält Benzo(a)pyren welches mit der Zeit ausgewaschen und in die Gewässer eingetragen wird. Die ChemRRV²⁵ 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 beträgt.

4.10.2 Normierung

Der Eintrag in die Gewässer wird aus der Konzentrationsmessung in Weil am Rhein abgeschätzt. Die mittlere gemessene Konzentration beträgt 0.001 µg/l (IKSR 2004), woraus sich mit 48 Mia. m³ Abfluss eine geschätzte Fracht von 48 kg/a ergibt.

4.10.3 Gewichtung

Der Gewichtungsfaktor wird identisch zu den PAKs aus den Konzentrationen hergeleitet. Die gemessene Konzentration beträgt 0.001 µg/l und die Zielkonzentration liegt mit 0.01 µg/l etwas höher (IKSR 2004).

Gewichtungsfaktor

²⁵ Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen

4.10.4 Ökofaktor für Benzo(a)pyren

Tab. 46 > Ökofaktor für Benzo(a)pyren (BaP) in UBP/g BaP

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (kg BaP/a)	48	B		
Aktuelle Konzentration (µg BaP/l)	0.001	B	Konzentrationsmessungen gemäss IKSR (2004)	
Kritische Konzentration (µg BaP/l)	0.01	b	Qualitätsziel Oberflächengewässer (IKSR 2004)	
Gewichtungsfaktor (-)	0.010			
Ökofaktor (UBP/g BaP)	210 000			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Im Vergleich zum Summenparameter PAK fällt der separate Benzo(a)pyren-Ökofaktor etwa doppelt so hoch aus. Damit wird der überdurchschnittlichen Toxizität und Kanzerogenität dieses Stoffs innerhalb der PAK-Stoffgruppe Rechnung getragen.

4.11 Hormonaktive Stoffe

4.11.1 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 1999b; SNF 2002).

Stoffe mit endokriner Wirkung (endocrine disruptors) wie die hormonaktiven Stoffe auch genannt werden, sind Fremdstoffe, welche störend in eines der verschiedenen Hormonsysteme 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 1999b; 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 1999b).

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

Bei Stoffen, die in das Geschlechtshormonsystem eingreifen, sind estrogene (Wirkung wie das weibliche Geschlechtshormon Estrogen) und androgene (Wirkung wie das männliche Geschlechtshormon Androgen), sowie anti-estrogene und anti-androgene Wirkungen von Stoffen möglich (BUWAL 1999b).

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 estrogene (verweiblichende) Effekte bei männlichen Fischen auszulösen (BUWAL 1999b).

Bei folgenden Stoffen, bzw. Stoffgruppen wurden hormonelle Wirkungen nachgewiesen (BUWAL 1999b; 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. Bisphenol A, PCBs und evtl. Phtalate)
- > 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 noch fehlen. Eine Vielzahl der sich heute auf dem Markt befindlichen Chemikalien wurden nicht auf derartige Effekte geprüft.

4.11.2 Charakterisierung

Rutishauser et al. (2004) listet für einige hormonaktive Substanzen deren Estrogen-Potential (kg E2-eq./kg) auf. Diese Grösse beschreibt die Stärke der Wirkung eines hormonaktiven Stoffs 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 Estrogen-Potentiale aus Tab. 47 können als Charakterisierung zur Berechnung von Ökofaktoren einzelner Substanzen verwendet werden. Für die Bestimmung von Ökofaktoren weiterer hormonaktiver Stoffe muss deren estrogenes Potenzial bekannt sein. Dabei ist darauf zu achten, dass aus Gründen der Vergleichbarkeit die Charakterisierungsfaktoren jeweils auf Resultaten ähnlicher Testsystemen beruhen sollten.

Tab. 47 > Charakterisierungsfaktoren für einige hormonaktive Substanzen basierend auf deren estrogenem Potential gemäss Rutishauser et al. (2004)

Substanz-Name	Abk.	Estrogenes Potential (kg E2-eq./kg)
Estrone	E1	0.38
17β-Estradiol	E2	1
Estriol	E3	2.40 * 10 ⁻³
17α-Ethinylestradiol	EE2	1.19
Bisphenol A	BPA	1.10 * 10 ⁻⁴
Nonylphenol	NP	2.50 * 10 ⁻⁵
4-tert-Octylphenol	OP	7.80 * 10 ⁻⁶
Mestranol	MES	0.013
β-Estradiol-17-Valerate	E2-Val	0.21

4.11.3 Normierung

Der Eintrag hormonaktiver Substanzen aus anthropogenen Quellen in Oberflächengewässer, lässt sich aus Konzentrationsmessungen im Ausfluss von Abwasserreinigungsanlagen hochrechnen. Mit der in Tab. 48 berechneten durchschnittlichen Konzentration hormonaktiver Stoffe im Abfluss von Kläranlagen und dem totalen Abfluss aller schweizerischen Kläranlagen von 1511 Mio. m³/a (BUWAL 2000a) errechnet sich die schweizerische Fracht auf 5.0 kg E2-eq./a.

Tab. 48 > Konzentrationsmessdaten für das estrogene Potential dreier Kläranlagen sowie der gewichtete Durchschnitt aus deren zwei

Kläranlage	Abfluss ARA (m ³ /d)	Estrogenes Potential		
		Minimum (ng E2-eq./l)	Maximum (ng E2-eq./l)	Mittelwert* (ng E2-eq./l)
Rontal**	8 200	0.4	(53)	
Glatt	45 000	2.4	5.5	3.95
Surental	15 000	0.5	2.2	1.35
ARA Glatt & Surental	60 000	1.93	4.68	3.30

Quelle: Aerni et al. 2004

* Eigene Berechnung aus Minimum- und Maximumwert

** Wurde für die Berechnung nicht verwendet, da der ausgewiesene Maximalwert ein Ausreisser ist und das Ergebnis verfälscht hätte.

4.11.4 **Gewichtung**

Da sich das Ziel beim kritischen Fluss auf die Gesamtschweiz bezieht, ist der aktuelle Fluss identisch zur Normierung, d.h. 5.0 kg E2-eq./a.

Aktueller Fluss

Gesetzliche Grenz- oder Anforderungswerte für einen Summenparameter hormonaktive Stoffe existieren bis jetzt nicht. Experten gehen davon aus, dass bei einer Konzentration unter 0.5 ng E2-eq./l (predicted no effect concentration – PNEC) keine chronischen Effekte mehr auftreten sollten und dieser Wert daher als Qualitätsziel verwendet werden kann (Chèvre 2003, pers. Mitteilung²⁶).

Kritischer Fluss

Eine obere Abschätzung für dieses Ziel mit dem gesamtschweizerischen Abfluss von 48 Mia. m³/a ergibt einen kritischen Fluss von 24.0 kg/a.

4.11.5 **Ökofaktor für hormonaktive Substanzen**

Tab. 49 > Ökofaktor für hormonaktive Stoffe in UBP/g E2-eq

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (kg E2-eq./a)	5.0	B		
Aktueller Fluss (kg E2-eq./a)	5.0	B	Abgeschätzt aus ARA Abwassermessungen (Rutishauser et al. 2004)	
Kritischer Fluss (kg E2-eq./a)	24.0	b	Qualitätsziel Oberflächengewässer (PNEC in Chèvre (2003))	
Gewichtungsfaktor (-)	0.043			
Ökofaktor (UBP/g E2-eq.)	8.7 * 10 ⁶		E2 = 17β-Estradiol	

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor ist als untere Schätzung zu verstehen, da der kritische Fluss eher hoch geschätzt worden ist. Mittels Charakterisierung (siehe Kap. 4.11.2) können die Ökofaktoren für weitere Substanzen bestimmt werden, für die das Estrogen-Potential bekannt ist.

²⁶ persönliche Mitteilung von Beate Escher (EAWAG) vom 6. April 2006

4.11.6 Ökofaktor für einzelne hormonaktive Substanzen

Die in Kapitel 4.11.2 beschriebene Methode der Charakterisierung mittels Estrogen-Potentialen wird im folgenden zur Berechnung weiterer Ökofaktoren einzelner hormonaktiver Substanzen verwendet. Als Ausgangspunkt dient der Ökofaktor aus Tab. 49.

Tab. 50 > Ökofaktor einiger hormonaktiver Substanzen in UBP/g Substanz, berechnet mittels Estrogen-Potential als Charakterisierungsfaktor

Name	Abk.	Estrogenes Potential [kg E2-eq./kg]	Ökofaktor 2006 [UBP/g]	Ökofaktor 1997
Estrone	E1	0.38	$3.3 * 10^6$	-
17β-Estradiol	E2	1	$8.7 * 10^6$	-
Estriol	E3	$2.40 * 10^{-3}$	$2.1 * 10^4$	-
17α-Ethinylestradiol	EE2	1.19	$1.0 * 10^7$	-
Bisphenol A	BPA	$1.10 * 10^{-4}$	$9.6 * 10^2$	-
Nonylphenol	NP	$2.50 * 10^{-5}$	$2.2 * 10^2$	-
4-tert-Octylphenol	OP	$7.80 * 10^{-6}$	$6.8 * 10^1$	-
Mestranol	MES	0.013	$1.1 * 10^5$	-
β-Estradiol-17-Valerate	E2-Val	0.21	$1.8 * 10^6$	-

Quelle: Rutishauser et al. 2004

5 > Emissionen in Grundwasser

5.1 Einleitung

Die schweizerische Trinkwasserversorgung basiert zu über 80% (1 Mia. m³/a) auf Grundwasser (BUWAL 2003c). Es ist deshalb von besonderem Interesse und rechtfertigt nutzungsorientierte Qualitätsanforderungen, die strenger sind als 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.

Es wird nur Nitrat bewertet, weil zur Zeit einzig für diesen Stoff entsprechende Daten verfügbar sind.

5.2 Nitrat im Grundwasser

5.2.1 Ökologische Wirkung

Die Nitratkonzentrationen im Grundwasser liegen vor allem in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft oft über dem für genutztes sowie zur Nutzung vorgesehene Grundwasser festgelegten Anforderungswert oder sogar über dem Toleranzwert für Trinkwasser. Auf die Felder ausgebrachter Stickstoffdünger wird leicht vom Boden ins Grundwasser ausgewaschen.

5.2.2 Normierung

Gemäss BUWAL (1996c) beläuft sich der Eintrag von Nitrat ins Grundwasser auf 34 000 t N/a (Angabe für 1994). Da der Anteil weiterer Stickstoffverbindungen gering ist, kann dieser Normierungsfluss nicht nur für Nitrat, sondern auch für Stickstoffeinträge im Allgemeinen verwendet werden.

Gemäss Auskunft der BAFU-Fachleute hat sich an der Gesamtfracht kaum etwas geändert. Deshalb beläuft sich der Normierungsfluss auf unveränderte 34 000 t N/a.

5.2.3 Gewichtung Nitrat

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 des Trinkwassers wird in BUWAL (1996c, S. 37) als Ziel die Halbierung des Nitratflusses von 1990 gefordert. Daraus ergibt sich ein kritischer Fluss von Nitrat ins Grundwasser von 17 000 t NO₃-N/a.

Kritischer Fluss

5.2.4 Ökofaktor für Nitrat in Grundwasser

Der Ökofaktor für Nitrat in Grundwasser ist gegenüber dem bisherigen Ökofaktor von 1997 praktisch unverändert. Er liegt aber über dem Ökofaktor für einen Eintrag in Oberflächengewässer. Dies entspricht der Tatsache, dass Nitrat im Grundwasser – im Gegensatz zu Oberflächengewässern – immer noch ein Problem darstellt, insbesondere bezüglich der Trinkwassernutzung von Grundwasser.

Tab. 51 > Ökofaktor für Nitrat-N in Grundwasser in UBP/g NO₃⁻-N sowie für Nitrat in Grundwasser in UBP/g NO₃⁻

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierungsfluss (t N/a)	34 000	B		
Aktueller Fluss (t N/a)	34 000	B	Annahme, dass Stickstofffracht seit 1996 konstant geblieben ist.	34 000
kritischer Fluss (t N/a)	17 000	a	(BUWAL 1996c, S. 37)	17 000
Gewichtungsfaktor (-)	4.0			
Ökofaktor (UBP/g NO ₃ -N)	120		Ökofaktor für Nitrat-N ins Grundwasser	(118)
Ökofaktor (UBP/g NO ₃)	27.1		Ökofaktor für Nitrat ins Grundwasser	27

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

6 > Emissionen in den Boden

6.1 Einleitung

6.1.1 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) 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 Kapitel 7.3 separat behandelt.

Im vorliegenden Kapitel wird die Bewertung der wichtigsten stofflichen Belastungen diskutiert.

6.1.2 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 Gewässer 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.

6.1.3 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. Kap. 2.1.2). Spezielle Ökofaktoren für diffuse Einträge in den Boden werden deshalb nicht benötigt. Es werden deshalb nur die in Tab. 52 zusammengestellten direkten Bodeneinträge bewertet.

Tab. 52 > Wirkungsmechanismen der bewerteten Wasserschadstoffe

	Umwelt			Mensch					Charakterisierung	Bemerkungen
	Pflanzenschädigungen	Beeinträchtigung Bodenfruchtbarkeit	Bioakkumulation	Stoffwechselstörungen	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	PSM	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

6.2 Schwermetalle im Boden

6.2.1 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.

6.2.2 Normierung

Der Normierungsfluss ist der auf die Bodenfläche gemäss VBBo hochgerechnete aktuelle Fluss (Keller et al. 2005a). Die Bodenfläche gemäss VBBo wurde anhand der Kategorien bestockte Flächen, landwirtschaftliche Nutzfläche und unproduktive Vegetation in der Arealstatistik bestimmt (BfS 2001) und umfasst 3.06 Mio. ha (rund drei Viertel 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 alle Flächentypen betrifft (Tab. 53).

Tab. 53 > Berechnung des Normierungswertes für Schwermetalleintrag in den Boden aus den Werten für die atmosphärische Deposition und dem direkten Eintrag über Pestizide, Hofdünger, Mineraldünger und Klärschlamm

	Deposition (g/(ha*a))	Direkter Eintrag (g/(ha*a))	Normierungswert (t/a)
Blei (Pb)	22	8.25	79.9
Cadmium (Cd)	0.7	0.55	2.98
Kupfer (Cu)	5.05	68.4	120
Zink (Zn)	96.8	376	870

6.2.3 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) geregelt sind, wird Molybdän vom NABO nicht gemessen. Die Messungen erlauben die Erfassung und Beurteilung der aktuellen Belastung der Böden mit Schwermetallen (BUWAL 2000b).

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 Median²⁷ als aktueller Fluss für die Schwermetalle verwendet. Die Werte sind in den entsprechenden Tabellen der Ökofaktoren aufgeführt (Tab. 54 bis Tab. 57).

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 6.1.1). 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

²⁷ Die Verwendung des Medians reduziert den Einfluss einzelner Extremwerte (z. B. wegen der Ausbringung von Kupfer als Pestizid auf Rebflächen) auf die Berechnung des aktuellen Flusses im Vergleich zum Mittelwert.

6.2.4 **Ökofaktor für Blei****Tab. 54 > Ökofaktor für Blei in Boden in UBP/g Blei**

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Pb/a)	79.9	B	Hochrechnung auf Bodenfläche gem. Definition VBBo	
Aktueller Fluss (g Pb/(ha*a))	30.3	B	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	
kritischer Fluss (g Pb/(ha*a))	19.4	b	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	
Gewichtung (-)	2.44			
Ökofaktor (UBP/g Pb)	31 000			2 900

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Die neue Herleitungsweise der Schwermetall-Ökofaktoren führt zu einem Blei-Ökofaktor, der im Vergleich zu Brand et al. (1998) rund 10 Mal höher liegt. Dies liegt darin begründet, dass 1) der Ökofaktor nur noch für nicht-Siedlungsflächen gilt, 2) der Immissionsgrenzwert für Blei früher wahrscheinlich eher grosszügig angesetzt war (wegen den reichlichen Emissionen aus dem Verkehrsbereich) und 3) die bestehenden Luftimmissionsgrenzwerte offenbar nicht genügen, um den Boden nachhaltig zu schützen.

6.2.5 **Ökofaktor für Cadmium****Tab. 55 > Ökofaktor für Cadmium in Boden in UBP/g Cadmium**

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Cd/a)	2.98	B	Hochrechnung auf Bodenfläche gem. Definition VBBo	
Aktueller Fluss (g Cd/(ha*a))	1.25	B	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	
kritischer Fluss (g Cd/(ha*a))	1.30	b	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	
Gewichtung (-)	0.925			
Ökofaktor (UBP/g Cd)	310 000			120 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Auch der Ökofaktor für Cadmium ist einiges höher als bisher; jedoch weniger ausgeprägt als beim Blei. Es ist anzunehmen, dass durch das Verbot von Cadmium in Akkumulatoren und Kunststoffen, die Problematik und somit auch der Ökofaktor in Zukunft abnehmen wird.

Als einziges Schwermetall liegt bei Cadmium der aktuelle Fluss tiefer als der kritische. Deshalb ist auch die Erhöhung des Ökofaktors gegenüber der bisherigen Methode im Vergleich zu den übrigen Ökofaktoren verhältnismässig gering.

6.2.6 Ökofaktor für Kupfer

Tab. 56 > Ökofaktor für Kupfer in Boden in UBP/g Kupfer

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Cu/a)	120	B	Hochrechnung auf Bodenfläche gem. Definition VBBo	
Aktueller Fluss (g Cu/(ha*a))	73.4	B	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	
kritischer Fluss (g Cu/(ha*a))	58.0	b	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	
Gewichtung (-)	1.60			
Ökofaktor (UBP/g Cu)	13 000			1 900

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der bisherige Ökofaktor ist deutlich tiefer als der neue, aus dem Gebot der Sicherung der Bodenfruchtbarkeit hergeleitete, Ökofaktor. Dies ist in Übereinstimmung mit den Erhöhungen der übrigen Schwermetall-Ökofaktoren.

Kupfer wird auch als Pflanzenschutzmittel, insbesondere im Biolandbau, verwendet. Die Herleitung des Ökofaktors gemäss Kapitel 6.3 (Pflanzenschutzmittel (PSM)) führt jedoch zu einem deutlich tieferen Ökofaktor, weshalb der in Tab. 56 ausgewiesene Ökofaktor verwendet wird.

6.2.7 Ökofaktor für Zink

Tab. 57 > Ökofaktor für Zink in Boden in UBP/g Zink

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Zn/a)	870	B	Hochrechnung auf Bodenfläche gem. Definition VBBo	
Aktueller Fluss (g Zn/(ha*a))	473	B	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	
kritischer Fluss (g Zn/(ha*a))	303	b	berechnet aus Daten in Keller et al. (2005b)	
Gewichtung (-)	2.44			
Ökofaktor (UBP/g Zn)	2 800			520

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Die Erhöhung gegenüber dem bisherigen Ökofaktor ist praktisch identisch zu Kupfer und liegt zwischen demjenigen für Blei und Cadmium, was auf die Stabilität der neuen Herleitungsmethodik hindeutet.

6.3 Pflanzenschutzmittel (PSM)

6.3.1 Ökologische Wirkung

Pflanzenschutzmittel (PSM)²⁸ sind gemäss Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV) Schutzmittel, Regulatoren für die Pflanzenentwicklung und Mittel zum Schutz von Erntegütern. Dies können Stoffe, Präparate, Organismen oder andere Mittel sein und sind unter anderem dazu bestimmt, unerwünschte Pflanzen oder Pflanzenteile zu vernichten. Hier werden hauptsächlich 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.

Angewendet werden die Pflanzenschutzmittel vor allem auf offenen Ackerflächen 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 Pflanzendiversität korreliert (was v.a. bei Herbiziden der erwünschte Effekt ist), sondern auch die Diversität von nicht zur Zielgruppe gehörenden Lebewesen, wie Spinnen, Tausendfüssler und Vögel, reduziert.

Die Verfrachtung von Bodenpartikeln mit dem Wind und atmosphärischer Transport von Pflanzenschutzmittel 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. Zwei Drittel der in der Schweiz zugelassenen Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln können zudem gar nicht routinemässig analysiert werden (Angehrn 2001).

6.3.2 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 2003e).

Es wird davon ausgegangen, dass die gewichtete 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

²⁸ in älteren StOV wurde Pflanzenbehandlungsmittel (PBM) als Überbegriff und Pflanzenschutzmittel (PSM) als Unterebegriff verwendet. Zwischenzeitlich wird PBM nicht mehr und PSM an dessen Stelle als Überbegriff verwendet.

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 Verzeichnis der Pflanzenbehandlungsmittel (FAW et al. 1999). Die wenigen Pestizide, die nicht im Verzeichnis aufgeführt sind, z. B. weil sie in der Schweiz nicht zugelassen sind, basieren auf Datenblättern der PSM-Hersteller.

Die Standarddosis eines durchschnittlichen in der Schweiz ausgebrachten Pflanzenschutzmittels beträgt 2.24 kg/ha. Diese Menge wird als Bezugsgrösse zur Charakterisierung verwendet. Charakterisiert werden die 20 in der Schweiz meistverkauften Wirkstoffe sowie diejenigen etwa 80 Pestizide, welche im ecoinvent Datenbestand v1.2 enthalten sind. Tab. 59 zeigt für ausgewählte PSM die Standarddosen und Charakterisierungsfaktoren. Die vollständige Liste ist im Anhang A4 zu finden.

6.3.3 Normierung

Da eine Charakterisierung vorgenommen wird, entspricht der Normierungsfluss den charakterisierten Mengen. Die verwendete Menge an Pflanzenschutzmittel ist nicht nach allen Substanzen aufgeschlüsselt vorhanden: detaillierte Mengenangaben liegen nur für 20 PSM vor (von Arx 2005). Diese machen jedoch zwei Drittel der totalen Menge aus. Der charakterisierte Normierungsfluss wird deshalb mit diesen 20 Substanzen abgeschätzt und dem fehlenden Drittel linear hochgerechnet. Dies ergibt einen jährlichen Fluss von 1507 t PSM-eq.

6.3.4 Gewichtung

Die zunehmende Verwendung von neueren PSM bei denen zum Teil wenige Gramm pro Hektare genügen, der zunehmende Preisdruck sowie die Direktzahlungen für Extensoprogramme (ohne Fungizide und Insektizide) und den Biolandbau haben zu einem deutlichen Rückgang beim Verbrauch von Pflanzenschutzmittel von 2455 t im Jahre 1988 auf 1577 t im Jahr 2000 geführt (Gewicht bezogen auf die Wirkstoffmenge). Davon waren im Jahr 2000 je 700 t Herbizide und Fungizide (BUWAL 2002; BUWAL 2003e).

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). Dies entspricht einem kritischen Fluss von (gerundet) 1500 t PSM/a (BLW 2000; BUWAL 2003e). Ein längerfristigeres Ziel wurde bis jetzt nicht definiert. Über die angestrebte Reduktion einzelner Substanzen

Kritischer Fluss

(beispielsweise der heutigen Top 20 PSM) ist nichts bekannt. Deshalb wird der Gewichtungsfaktor auf der Basis der nicht charakterisierten Wirkstoffmengen bestimmt.

6.3.5 Ökofaktor für durchschnittliches Pflanzenschutzmittel

Tab. 58 > Ökofaktor für die Emission von Pflanzenschutzmitteln in den Boden in UB/g Wirkstoffmenge PSM

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t PSM-eq/a)	1507	A		
Aktueller Fluss (t PSM/a)	1577	A	Menge im Jahr 2000 gemäss BUWAL 2002	1800
Kritischer Fluss (t PSM/a)	1500	b	Reduktion gegenüber 1990/92 um 30 % BLW 2000	1500
Gewichtung (-)	1.11			
Ökofaktor (UBP/g PSM-eq.)	730			800

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor ist 1997 leicht niedriger. Dies als Folge der Charakterisierung, die zu einer tieferen Normierung führt, jedoch die Reduktion des aktuellen Flusses nicht überwiegt. Es ist davon auszugehen, dass der aktuelle Fluss durch die Anwendung von in kleineren Dosen wirksamen Pflanzenschutzmitteln und den wachsenden Anteil biologischen Landbaus in Zukunft weiter zurückgehen wird.

6.3.6 Ökofaktoren weiterer Pflanzenschutzmittel

Mit der in Kap. 6.3.2 beschriebenen Charakterisierung anhand der Standarddosis von PSM können Ökofaktoren für einzelne PSM berechnet werden. Tab. 59 vermittelt einen Überblick über ausgewählte Charakterisierungs- und Ökofaktoren. Die ausführliche Liste befindet sich im Anhang A4.

Tab. 59 > Ökofaktoren ausgewählter Pestizide

Wirkstoff	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungs-Faktor (kg PSM-eq/kg)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Ökofaktor 1997 (UBP/g)
Herbizide				
Atrazin	1 000	2.2	1 600	800
Dinitrokresol (DNOC)	18 300	0.12	88	800
Glyphosat	2 490	0.90	660	800
Metsulfuron-methyl	6.5	340	250 000	800
Insektizide				
Bifenthrin	19	120	88 000	800
Chlorpyrifos-ethyl	662	3.4	2 500	800
Mineralöl	37 900	0.059	43	800
Fungizide				
Folpet	1 860	1.2	880	800
Kupfer	4 380	0.51	370	800
Metconazol	90	25	18 000	800
Durchschnitts-PSM	2 240	1.0	730	800

Die vollständige Tabelle befindet sich in Anhang A4

7 > Ressourcen

7.1 Übersicht

Die Entnahme von ausgewählten Ressourcen aus der Natur wird ebenfalls mit einem Ökofaktor gewichtet. Bisher wurde im Konzept der ökologischen Knappheit einzig der Verbrauch energetischer Ressourcen gewichtet. Mit dieser Überarbeitung werden erstmals weitere Ressourcenverbräuche in die Beurteilung einbezogen.

Bei den Energieressourcen (Kap. 7.2) wird neu 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. Neu wurden darüber hinaus Ökofaktoren für Landnutzung (Kap. 7.3), für den Abbau von natürlichem Kies (Kap. 7.4) sowie von Süßwasser (Kap. 7.5) definiert, da diese zunehmend als ökologisch knapp beurteilt werden.

7.2 Energieressourcen

7.2.1 Ökologische Bedeutung

In der Bundesverfassung (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. biogene Produktion von Sauerstoff, Bestäubung und Transport von Samen mittels Wind, aufrecht Erhalten des Wasserkreislaufs, Bereitstellung von Tageslicht, etc. Auch liegt der Wirkungsgrad bei der Umwandlung von solarer Energie in erneuerbare Energieträger oft bei wenigen Prozent. Welcher Anteil der erneuerbaren Energie nachhaltig technisch genutzt werden kann, ist deshalb unbekannt. Zumindest aber 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 nicht die Primär-, sondern die Endenergie 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 und spaltbarem Uran.

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.

7.2.2 Charakterisierung

Ein Ziel der 2000-Watt-Gesellschaft (vgl. auch 7.2.4) 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 2002b). 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. 60). Mit anderen Worten werten 3 MJ Energie aus erneuerbaren Quellen gleich bewertet wie 1 MJ aus nicht-erneuerbarer Quelle.

Tab. 60 > Charakterisierungsfaktoren für erneuerbare und nicht-erneuerbare Energieträger, basierend auf Schweizerischer Bundesrat (2002a)

	Charakterisierungsfaktor (MJ-eq./MJ)
nicht-erneuerbare Energie	1
erneuerbare Energie	$\frac{1}{3}$

7.2.3 Normierung

Die Gesamtenergiestatistik (BFE 2004) weist die Energiebilanz der Schweiz nach Energieträgern aus (Tab. 61). Sie umfasst die inländische Erzeugung sowie die Importe und Exporte. Der Normierungsfluss umfasst den charakterisierten Fluss. Dazu werden der erneuerbare und der nicht-erneuerbare Energieverbrauch mit den entsprechenden Charakterisierungsfaktoren ($\frac{1}{3}$ und 1) multipliziert. Dies resultiert in einem Normierungsfluss von 1030 PJ-eq./a (Tab. 61).

7.2.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht dem Primärenergieverbrauch der Schweiz und beläuft sich auf 1169 PJ/a (Tab. 61).

Aktueller Fluss

Tab. 61 > Primärenergieverbrauch in der Schweiz gemäss Energiestatistik 2003 (BFE 2004) und dessen Umrechnung in den charakterisierten Primärenergieverbrauch

	nicht-erneuerbare Energie (PJ)		erneuerbare Energie (PJ)		Primärenergieverbrauch (PJ)	Primärenergieverbrauch (PJ-eq.)
Erdöl	537	100 %	-	0 %	537	537
Kernbrennstoffe	283	100 %	-	0 %	283	283
Wasserkraft	-	0 %	164	100 %	164	55
Gas	110	100 %	-	0 %	110	110
Kohle	6	100 %	-	0 %	6	5.9
Holz und Holzkohle	0	0 %	23	100 %	23	7.5
Müll und Industrieabfälle	23	50 %	22	50 %	45	30
Sonne, Wind, Biogas, Umweltwärme	-	0 %	13	100 %	13	4.2
Elektrizität Export	-148	91 %	-16	9 %	-164	-153
Elektrizität Import	150	98 %	3	2 %	152	150
Total	960	82 %	209	18 %	1169	1030

Zur Bestimmung des Gewichtungsfaktors wird das Ziel der 2000-Watt-Gesellschaft verwendet (Schweizerischer Bundesrat 2002b). Die 2000-Watt-Gesellschaft ist ein langfristiges Ziel ohne konkrete Jahresvorgabe zur Zielerreichung: Erwähnt werden je nach Studie das Jahr 2050, 2100 oder 2150 (Koschütz & Pfeiffer 2005; Spreng & Semadeni 2001; Würsten 2003). Das Ziel ist jedoch in jedem Falle langfristig. Um eine mittlere Fristigkeit zu erreichen, wird das gleiche Vorgehen wie bei den Treibhausgasen gewählt. Das langfristige Ziel wird als 2050 angenommen, und danach auf das Jahr 2030 interpoliert. 2030 kann als längster konkreter Zeithorizont der schweizerischen Energiepolitik interpretiert werden, da der Entwurf zum Stromversorgungsgesetz (Stand vom 3.12.2004) für das Jahr 2030 ein konkretes Ziel für den Anteil erneuerbarer Energien an der schweizerischen Elektrizitätserzeugung setzt.

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 (2006), wonach für das Jahr 2050 eine ständige Wohnbevölkerung von 8.06 Mio. Einwohner erwartet wird.

7.2.5 Ökofaktoren für Energie

Tab. 62 > Die Ökofaktoren für Primärenergieverbrauch gemäss den Endpunkten 2005 und 2050 in UBP/MJ-eq.

	Ziel 2006	Q	Ziel 2050	Q	Bemerkungen
Normierung (PJ-eq./a)	1030	A	1030	A	Charakterisierte Energiemenge
Aktueller Fluss (PJ/a)	1169	A	1169	A	
Kritischer Fluss (PJ/a)	1169	b	508	b	
Gewichtung (-)	1.00		5.29		
Ökofaktor (UBP/MJ-eq.)	0.97		5.14		Basis für die Interpolation

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Ökofaktor der Endpunkte

Je nach gewähltem Zielzeitpunkt ergibt sich ein Faktor fünf zwischen nahem und langfristigem Ziel (Tab. 62). Ersteres würde die Situation unterschätzen, während letzteres die Problematik übergewichtet, da das Ziel erst in gut 40 Jahren erreicht werden muss. Im Folgenden wird der Ökofaktor, wie oben erläutert, auf 2030 interpoliert.

Tab. 63 > Ökofaktor für den Verbrauch von Energieäquivalenten in UBP/MJ-eq. berechnet aus den Zielen für 2005 und 2050 und interpoliert auf 2030

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (PJ-eq./a)	1030	A	Charakterisierte Energiemenge	-
Aktueller Fluss (PJ/a)	-			1 027
Kritischer Fluss (PJ/a)	-			1 012
Gewichtung (-)	3.38	b	Aus Ökofaktor und Normierung interpoliert und berechnet	-
Ökofaktor (UBP/MJ-eq.)	3.3		Energie-Ökofaktor interpoliert auf 2030	1.0

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Interpolierter Ökofaktor

7.2.6 Ökofaktoren für erneuerbare und nicht-erneuerbare Energieträger

Tab. 64 > Ökofaktoren für erneuerbare Endenergie und nicht-erneuerbare Primärenergie in UBP/MJ erneuerbare bzw. nicht-erneuerbare Energie

	Charakterisierung (PJ-eq./PJ)	Normierung (PJ-eq./a)	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2006 (UBP/MJ-eq)	Ökofaktor 1997 (UBP/MJ-eq)
nicht-erneuerbare Primärenergie	1	1030	3.38	3.3	1.0
erneuerbare Endenergie	0.33	1030	3.38	1.1	1.0*

Ökofaktoren für erneuerbare Primärenergie siehe Tab. 65.

* Wasserkraft wurde bei den UBP97 mit einem Ökofaktor bewertet, die übrigen erneuerbaren Energieträger hingegen nicht.

Die Charakterisierung von Energiearten gemäss 2000-Watt-Gesellschaft hat zur Folge, dass die nicht-erneuerbare Energie spürbar höher bewertet wird als bisher, während der Ökofaktor für erneuerbare Energie praktisch denselben Wert wie bisher erhält. Dieser Ökofaktor für erneuerbare Energie wurde bisher jedoch nur auf Wasserkraft angewendet, neu gilt er für alle erneuerbaren Energien.

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.

7.2.7 Anwendungsanweisung betreffend ecoinvent Datenbestand v2.01

Die Anwendung der beiden Energie-Ökofaktoren auf die in der ecoinvent Datenbank ausgewiesenen Energieressourcen ist in der Tab. 65 dargelegt.

Ökofaktoren
üblicher Energieträger

Liegen einer Sachbilanz andere Annahmen bezüglich Energiegehalt und Erntegrad zu Grunde, können die Ökofaktoren nach dem gleichen Schema auf die eigenen Bedürfnisse angepasst werden.

Tab. 65 > Ökofaktoren für den Verbrauch von Primärenergieressourcen. Berechnung mit dem Ökofaktor aus Tab. 64 und den Energiewerten gemäss Frischknecht et al. (2007)

	Energiegehalt	Ökofaktor Primärenergie
Fossile Energie		
Rohöl (vor Aufbereitung)	45.8 MJ/kg	151 UBK/kg
Erdgas (vor Aufbereitung)	40.3 MJ/Nm ³	133 UBK/Nm ³
Grubengas	39.8 MJ/Nm ³	131 UBK/Nm ³
Steinkohle (in Mine)	19.1 MJ/kg	63 UBK/kg
Braunkohle (in Mine)	9.9 MJ/kg	33 UBK/kg
Kernenergie		
Uran (im Erz)	560 000 MJ/kg	1 850 000 UBK/kg
Biomasse		
Energie in Biomasse	1 MJ/MJ	1.10 UBK/MJ
Energie in Biomasse, Kahlschlag Primärwald	1 MJ/MJ	3.30 UBK/MJ
Laubholz, im Wald ^{a)}	19.6 MJ/kg	21.57 UBK/kg
Nadelholz, im Wald ^{a)}	20.4 MJ/kg	22.44 UBK/kg
Wasser		
Potentielle Energie des Wassers im Staubecken ^{b)}	0.95 MJ _e /MJ	1.05 UBK/MJ
Weitere erneuerbare Energien		
kinetische Energie in Wind ^{b)}	0.93 MJ _e /MJ	1.02 UBK/MJ
Solarenergie in Sonnenstrahlung ^{b)}	0.91 MJ _e u. /MJ	1.00 UBK/MJ
geothermische Energie ^{b)}	1.00 MJ _e /MJ	1.10 UBK/MJ

^{a)} Holz darf nur bewertet werden, wenn es nicht bereits als Energie in Biomasse berücksichtigt ist, da sonst eine Doppelzählung erfolgt.
^{b)} Der Erntegrad (Verhältnis von End- zu Primärenergie) beträgt gemäss dem ecoinvent Datenbestand v2.01:
Wasser = 0.95; Wind = 0.93; Sonne = 0.91 (Durchschnitt aus Photovoltaik (0.935) und Sonnenkollektoren (0.885)); Geothermie = 1.00.

7.3 Landnutzung

7.3.1 Einführung

Die Fläche der Schweiz (41 286 km² wird gemäss Arealstatistik 1992/97 (BfS 2001)) in vier grobe Nutzungsarten aufgeteilt:

1. 6.8 % Siedlungsflächen (Gebäude, Verkehrsflächen, Erholungs- und Grünanlagen, Deponien, Baustellen)
2. 36.9 % landwirtschaftliche Nutzflächen (Wiesen, Ackerland, Obstgärten)
3. 30.8 % bestockte Flächen (Wald, Gebüschwald, Gehölze)
4. 25.5 % unproduktive Flächen (Fels, Eis, Seen, Flüsse, Gletscher)

Gemäss Raumplanungsgesetz soll Boden haushälterisch genutzt und der Zersiedlung entgegengewirkt werden. Trotzdem dehnte sich die Siedlungsfläche weiter aus. Gemäss Arealstatistik Schweiz 92/97 wächst die Siedlungsfläche 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 2001).

Die Siedlungsfläche der Schweiz (2791 km²) besteht gemäss BfS (2001) aus:

- > 49.3 % Gebäudeareale
- > 32.0 % Verkehrsflächen
- > 7.2 % Industrieareale
- > 5.8 % besondere Siedlungsflächen
(Ver- und Entsorgungsanlagen, Abbau und Deponieflächen, Baustellen)
- > 5.7 % Erholungs- und Grünanlagen

Die Siedlungsfläche wächst, weil die Bevölkerung der Schweiz zunimmt und die Flächenansprüche pro Person zunehmen. Das vom Bundesrat in der «Strategie Nachhaltige Schweiz 2002» festgelegte Ziel ist, den zusätzlichen Bedarf möglichst durch eine Entwicklung nach innen, das heisst einer besseren Ausnützung der bestehenden Siedlungsfläche, zu decken (Schweizerischer Bundesrat 2002a).

7.3.2 Charakterisierung

Zur Charakterisierung der Landnutzung wird die Methode von Köllner (2001) verwendet, der die verschiedenen Landnutzungstypen aufgrund ihrer Pflanzen-Biodiversität beurteilt. Aus dem Biodiversitätsmonitoring Schweiz und anderen Publikationen leitet Köllner (2001) sogenannte EDP-Faktoren (Ecosystem Damage Potential) für verschiedene Landnutzungstypen her, welche die erwartete Artenzahl und die beim Landnutzungstyp tatsächlich vorgefundene Anzahl Arten widerspiegeln. Positive EDP-Faktoren einer Landnutzung bedeuten eine unterdurchschnittliche Pflanzen-Biodiversität, negative EDP-Faktoren eine überdurchschnittliche Pflanzen-Biodiversität.

Für die Herleitung der Charakterisierungsfaktoren wurden die nicht-linearen EDP-Faktoren (EDP_{total-nonl-pla}) verwendet. Als Referenz-Flächentyp wird das Siedlungsgebiet verwendet (vergleiche die Gesamtliste in Anhang A5).

Um einen für Ökobilanzen geeigneten Detaillierungsgrad zu erreichen, wurde die erweiterte CORINE-Nomenklatur aus Köllner (2007) übernommen. Die EDP-Faktoren liegen jedoch nicht so detailliert vor. Fehlende Datenpunkte wurden mit Durchschnittswerten oder Gleichsetzung mit ähnlichen Landnutzungstypen geschätzt. Die Nutzung von Wasserflächen und vegetationslosen Flächen (z. B. Fels) kann bisher nicht charakterisiert werden. Für Ökobilanzen sind diese Typen jedoch meistens von untergeordneter Bedeutung, weshalb die Vernachlässigung nicht stark ins Gewicht fallen sollte.

Für *unbekannte Nutzung*, wie ab und zu in Sachbilanzen anzutreffen, wurde ein geeigneter EDP-Faktor hergeleitet. In der Schweiz geschehen die meisten Nutzungsänderungen zwischen landwirtschaftlicher Nutzungsfläche und Siedlungsfläche. Aus den EDP-Faktoren für diese Flächen wurde der gewichtete Mittelwert gebildet, wodurch dieser EDP-Faktor für unbekannte Nutzung eine für die Schweiz durchschnittliche Siedlungs-Landwirtschaftsfläche widerspiegelt.

7.3.3 Normierung

Aufgrund der Charakterisierung wird auch der Normierungsfluss als charakterisierte Grösse berechnet. Die Flächen der Landnutzungstypen mit ihrem jeweiligen Charakterisierungsfaktor ergeben einen Normierungsfluss von 3378 km²-eq*a.

7.3.4 Gewichtung

Wie der kritische Fluss (vgl. unten), bezieht sich auch der aktuelle Fluss auf die schweizerische Siedlungsfläche von 2791 km² (BfS 2001).

Aktueller Fluss

Erklärtes Ziel ist es, die Siedlungsfläche auf 400 m² pro Einwohner zu stabilisieren (Schweizerischer Bundesrat 2002a; Schweizerischer Bundesrat 2002b). Da dies ein längerfristiges Ziel ist, wird zudem von einer zukünftigen Bevölkerungszahl von 8.06 Mio. gemäss dem mittleren Szenario des BfS (2006) ausgegangen. Dies ergibt einen kritischen Fluss von 3224 km².

Kritischer Fluss

7.3.5 Ökofaktor für Siedlungsfläche

Tab. 66 > Ökofaktor für Landnutzung in UBP/m²a-eq. Siedlungsfläche

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (km ² *a-eq.)	3 378	A	Charakterisierte Fläche	
Aktueller Fluss (km ²)	2 791	A	gemäss Arealstatistik 92/97 in (BfS 2001)	-
Kritischer Fluss (km ²)	3 224	a	Nachhaltigkeitsziel: 400 m ² pro Einwohner, (Schweizerischer Bundesrat 2002a)	-
Gewichtung (-)	0.749			
Ökofaktor (UBP/(m ² *a SF-eq.))	220		Ökofaktor für durchschnittliche Siedlungsfläche (mit EDP = 0.55)	-

Q = Datenqualität; SF-eq. = Siedlungsflächen-Äquivalent; EDP = Environmental Damage Potential

Der hier als Referenz verwendete Nutzungstyp «Siedlungsfläche» ist eine Mischung so unterschiedlicher Flächentypen wie städtische Grünflächen und Industrieareale. Nach Möglichkeit sollten deshalb die differenzierten Ökofaktoren verwendet werden (siehe Kap. 7.3.6).

7.3.6 Ökofaktoren (und Charakterisierung) für spezifische Landnutzungsarten

Die Ökofaktoren sowie die Charakterisierungswerte einiger häufiger Flächenkategorien ist in Tab. 67 zusammengestellt, die komplette Liste befindet sich in Anhang A5.

Tab. 67 > Übersicht zu den Ökofaktoren für ausgewählte Landnutzungstypen in UBP/(m²a) beanspruchte Fläche

CORINE+	Landnutzung	EDP	Charakt.-faktor (m ² SF-eq./m ²)	Ökofaktor 2006 (UBP/m ² a)
Siedlungsfläche				
REF	Siedlungsfläche (Referenz)	0.548	1.0	220
111	Siedlungsgebiet, zusammenhängend >80 % versiegelt	0.68	1.2	260
112	Siedlungsgebiet, unterbrochen <80 % versiegelt	0.54	0.99	220
121	Industrieareal	0.573	1.0	220
122	Verkehrsanlagen, Strasse und Schiene inkl. assoziiertes Land	0.56	1.0	220
Landwirtschaftliche Nutzflächen				
211b	Ackerland, unbewässert, IP	0.32	0.58	130
211c	Ackerland, unbewässert, Bio	0.15	0.27	59
245	Landwirtschaftsbrache mit Hecken	-0.12	-0.22	-48
Wald				
311	Wald, Laubwald	0.0378	0.069	15
313	Wald, Mischwald	-0.020	-0.037	-8.1
314	Wald, Waldrand	-0.11	-0.20	-44
Sonstige Nutzung				
-	Nutzung, unbekannt	0.403	0.74	160

komplette Liste in Anhang A5

REF: Referenzfläche (Durchschnitt mehrerer CORINE Flächentypen); SF-eq.: Siedlungsflächen-Äquivalente

Anhang A5 enthält die komplette Liste der Landnutzungen. Für Empfehlungen für die Zuordnung von in dieser Liste nicht enthaltenen Landnutzungsarten inkl. FSC-Wald und begrüntes Dach vergleiche Kapitel 7.3.7.

7.3.7 Anwendungsanweisung: Bewertung spezieller Landnutzungsarten

Bei Landnutzungen, die mit der erweiterten CORINE Nomenklatur nicht abgedeckt werden, sind zwei Lösungsansätze möglich (vgl. auch Tab. 68):

1. **Erhöhung der Detaillierung:** Eine Landnutzung kann in definierte Nutzungsarten aufgeteilt werden. Dadurch lässt sich das Bewertungsproblem auf die einfachere lösbare 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 bestehenden Nutzungsart ähnlich (z. B. Anwendung des Ökofaktors für städtische Grünflächen auf Hausdachbegrünungen).

Tab. 68 > Empfehlung für Charakterisierung von «FSC-Wald» und «begrüntes Dach»

Landnutzungsart	Empfehlung für Zuordnung	Bemerkungen
Wald, FSC-Bewirtschaftung	a) je nach Art des Waldes und der Bewirtschaftung: 1) 311: Wald, Laubwald 2) 312: Wald, Nadelwald 3) 313: Wald, Mischwald bei Plantagen ist die Unterkategorie 311a, 312a oder 313c zu verwenden b) und gemäss den Gegebenheiten anteilmässig naturbelassener Wald 1) 311b: Wald, Laubwald, naturnah 2) 312b: Wald, Nadelwald, naturnah 3) 313: Wald, Mischwald	Die schweizerischen FSC-Regeln schreiben eine ökologische Bewirtschaftungsweise 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 Siedlungsgebiet oder als begrüntes Dach

7.3.8 Implementierung im ecoinvent Datenbestand v2.0

Die Landnutzung für Nutzwald wird in der ecoinvent Datenbank mit «Wald, intensiv» als durchschnittliche europäische Waldnutzung eingestuft. Dies entspräche den Plantagenwäldern gemäss vorliegender Kategorisierung (vergleiche Kategorien 311a, 312a und 313c in Anhang A5). 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 (identischen) Ökofaktoren für «Wald, Laubwald» oder «Wald, Nadelwald» (siehe Anhang A5) für die ecoinvent-Kategorie «Wald, intensiv» zu verwenden.

7.4 Kiesabbau

7.4.1 Einleitung

Kies 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. Aus diesem Grund wird erstmals ein Ökofaktor für Kies gebildet und damit ein Spezialfall der Landnutzung – die legal und umweltverträglich abbaubare Kiesmenge – abgebildet.

Kies wird hauptsächlich in der Bauwirtschaft verwendet, insbesondere als Betonzuschlagsstoff und in Strassen- und Eisenbahntrassees. 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).

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.

7.4.2 Normierung

Der Normierungsfluss ist identisch zum aktuellen Fluss, da sich jener auf die Gesamtschweiz bezieht.

7.4.3 Gewichtung

Der Kiesausstoss der schweizerischen Kieswerke ist teilweise abhängig von der Baukonjunktur und pendelte in den letzten 20 Jahren zwischen 30 und 40 Mio. t. mit einem Maximum um 1990. Im Jahr 2000 wurden 34 Mio t abgebaut (Rubli & Jungbluth 2004), 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

Kritischer Fluss

Abbau ausgedehnter 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.

7.4.4 Ökofaktor für Kiesabbau

Tab. 69 > Ökofaktor für den Abbau von Kies in UBP/g Kies

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (Mio. t Kies/a)	34	A		
Aktueller Fluss (Mio. t Kies/a)	34	A	Rubli et al. 2005	
Kritischer Fluss (Mio. t Kies/a)	34	c		
Gewichtung (-)	1.00			
Ökofaktor (UBP/g Kies)	0.029			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor für Kies wird erstmals ausgewiesen. Er widerspiegelt die momentan tolerierte Abbaumenge.

7.5 Süsswasserverbrauch

7.5.1 Einleitung

Süsswasser 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 2002a, 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 Süsswasser-Problematik verwiesen.

In dieser Optik, und weil mit Blick auf wasserarme Standorte ein Ökofaktor für Süsswasser sinnvoll ist, werden für Süsswasser drei Arten von Ökofaktoren hergeleitet:

1. Länderspezifisch (für die Schweiz sowie weitere OECD-Staaten)
2. Durchschnitt der OECD-Länder (als Näherung, wenn in einer Sachbilanz Wasserverbräuche nicht differenziert ausgewiesen sind)
3. für sechs verschiedene Knappheitssituationen (tief, moderat, mittel, hoch, sehr hoch und extrem)

Damit kann erstmals – 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 werden und dem unter Umständen relevanten Aspekt der Wasserknappheit in ariden Gebieten Rechnung getragen werden. Bei spezifischen Fragestellungen können bei Bedarf regionale oder lokale Ökofaktoren selbst hergeleitet werden.

Gemäss OECD (2004, S. 24) kann die Knappheit des Süswasserangebotes ausgedrückt werden durch das Verhältnis von Bruttoverbrauch zum erneuerbaren Wasserangebot (Niederschlag plus Zuflüsse aus Nachbarstaaten minus Verdunstung).

Bei einem Verhältnis Bruttoverbrauch zu Wasserangebot von 10–20 % wird der Druck auf 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. Ein moderater bis mittleren Druck auf die Wasserressourcen wird gemäss OECD als tolerierbar erachtet. Der kritische Fluss wird deshalb auf 20 % des Wasserangebotes festgelegt.

Unter Wasserverbrauch verstehen wir gemäss OECD (2004) und FAO (2005) jegliche Entnahme von Süswasser für Produktions- oder Konsumprozesse. Nicht berücksichtigt wird gemäss diesen Quellen Wasser, das von Wasserkraftwerken zur Stromerzeugung genutzt wird (vgl. auch Kap. 7.5.7).

7.5.2 Normierung

Als Normierungsfluss wird der Schweizer Wasserbedarf von 2.57 km³/a (rund 350 m³ pro Kopf und Jahr oder 1000 Liter pro Kopf und Tag) verwendet (FAO 2005). Beim Ökofaktor für die Schweiz entspricht dieser Wert dem aktuellen Fluss. Bei der Berechnung länderspezifischer Ökofaktoren oder gemäss den Wasserknappheitskategorien müssen deren Gewichtungsfaktoren jeweils auf die schweizerische Situation umgerechnet, also normiert, werden. Diese Normierung gilt auch bei anderweitig regionalisierten Süswasser-Ökofaktoren (vgl. auch Kap. 2.1.4).

7.5.3 Gewichtung

Der **aktuelle Fluss**, d.h. die Süswassermenge, welche in der Schweiz jährlich verbraucht wird, beträgt gemäss FAO (2005) 2.57 km³/a. Darin ist nicht nur der Verbrauch an Trinkwasser enthalten, sondern auch Wasserentnahmen für die Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen und für industrielle Prozesse. Gemäss FAO (2005) stehen der Schweiz jährlich 53.5 km³ Wasser zur Verfügung.

Aktueller und kritischer Fluss für die Schweiz

Ein tolerabler Druck auf die Wasserressourcen gemäss OECD (OECD 2004) liegt bei 20 % des Wasserangebotes. Die **kritische Menge** der Süswassernutzung beträgt für die Schweiz demzufolge 10.7 km³/a.

In der OECD (mangels Daten ohne die Slowakei) beträgt der Wasserkonsum 1020 km³/a (berechnet aus Daten in FAO (2005), die Daten der einzelnen OECD-Staaten befinden sich in Anhang A6). Im Wasserkonsum sind Minenwasser und Wasserentnahme durch Entwässerungsmassnahmen enthalten. Die Entnahme von Wasser, das bereits einmal genutzt und wieder einem Oberflächengewässer zugeführt worden ist, ist im Bruttoverbrauch ebenfalls enthalten. Wasser, das in Wasserkraftwerken genutzt wird, wird als in situ Verbrauch taxiert und deshalb in der Statistik nicht berücksichtigt. Der **aktuelle Fluss** über alle OECD Ländern beträgt 1020 km³/a (siehe Anhang A6 für die detaillierten Länderdaten).

Aktueller und kritischer Fluss
für die OECD Staaten
(Durchschnittswert)

Ein moderater bis mittlerer Druck auf die Wasserressourcen wird, wie bereits erwähnt, als tolerierbar erachtet und der kritische Fluss deshalb auf 20 % des Wasserangebotes festgelegt. Das bedeutet für die OECD Staaten einen **kritischen Fluss** von 2050 km³/a (das gesamte erneuerbare Wasserangebot beträgt 10300 km³/a, siehe Anhang A6 für die detaillierten Länderdaten).

Es wird davon ausgegangen, dass die Wasserknappheit in den OECD Staaten einen zweckmässigen Durchschnittswert für die Gewichtung liefert. Dies ist eine pragmatische Annahme, die jedoch gestützt wird durch den breiten Querschnitt der vertretenen Länder – von sehr wasserreichen Ländern wie Irland und Island bis zu solchen mit höherer Wasserknappheit wie zum Beispiel Spanien. Zudem sind für diese Länder verlässliche Daten erhältlich.

Die OECD definiert vier Kategorien von Wasserknappheit, wobei bei einem Verhältnis von Wasserangebot zu Wasserverbrauch 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 (der Wasserverbrauch liegt über dem 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 Wasserverbrauch zu Wasserangebot (ohne die absoluten Werte kennen zu müssen) und der Annahme des kritischen Fluss bei 20 % des Wasserangebots gegeben als:

$$\text{Gewichtung} = \left(\frac{\text{aktueller Fluss}}{\text{kritischer Fluss}} \right)^2 \quad (10)$$

$$= \left(\frac{\text{Wasserverbrauch}}{(\text{Wasserangebot} \cdot 20\%)} \right)^2 \quad (11)$$

$$= \left(\underbrace{\left(\frac{\text{Wasserverbrauch}}{\text{Wasserangebot}} \right)}_{\text{das Knappheits-Verhältnis}} \right)^2 \cdot \left(\frac{1}{20\%} \right)^2 \quad (12)$$

Tab. 70 > Berechnung der Gewichtungsfaktoren aus den Wasserverbrauch- zu Wasserangebotsverhältnissen für die verschiedenen Wasserknappheitskategorien

Kategorie	Wasserknappheits-Verhältnis $\left(\frac{\text{Wasserverbrauch}}{\text{Wasserangebot}} \right)$	Gewichtung		
		zur Berechnung verwendetes Verhältnis	Kritischer Fluss bei x % des Wasserangebots	Gewichtungs- Faktor (-)
tief	<0.1	0.05	20 %	0.0625
moderat	0.1 bis <0.2	0.15	20 %	0.563
mittel	0.2 bis <0.4	0.3	20 %	2.25
hoch	0.4 bis <0.6	0.5	20 %	6.25
sehr hoch	0.6 bis <1.0	0.8	20 %	16.0
extrem	≥ 1	1.5	20 %	56.3

7.5.4

Ökofaktor für Schweizerisches Süßwasser**Tab. 71 > Ökofaktor für den Verbrauch von schweizerischem Süßwasser in UBP/m³ Süßwasser**

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (km ³ /a)	2.57	A		
Aktueller Fluss (km ³ /a)	2.57	A	FAO 2005	
Kritischer Fluss (km ³ /a)	10.7	b	20 % des Wasserangebotes gem. FAO 2005	
Gewichtung (-)	0.0577		Verhältnis Wasserverbrauch zu -angebot: 0.048	
Ökofaktor (UBP/m ³)	22			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Dieser Ökofaktor gilt für Süßwasserverbrauch in der Schweiz. 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 2.1.4 und 2.1.5 selbst hergeleitet werden.

7.5.5 Ökofaktoren für Süßwasser gemäss Knappheitskategorien

Tab. 72 > Ökofaktoren für die Süßwassernutzung in Regionen mit unterschiedlicher Wasserknappheit in UBP/m³ Süßwasser

	Wasserknappheits-Verhältnis $\left(\frac{\text{Wasserverbrauch}}{\text{Wasserangebot}} \right)$	Normierung (km ³ /a)	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2006 (UBP/m ³)	Ökofaktor 1997 (UBP/m ³)
tief	<0.1	2.57	0.0625	24	-
moderat	0.1 bis <0.2	2.57	0.563	220	-
mittel	0.2 bis <0.4	2.57	2.25	880	-
hoch	0.4 bis <0.6	2.57	6.25	2 400	-
sehr hoch	0.6 bis <1.0	2.57	16	6 200	-
extrem	≥1	2.57	56.3	22 000	-

Die Gewichtungsfaktoren stammen aus Tab. 70

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.

7.5.6 Ökofaktoren für Süßwasser in OECD Staaten (Durchschnittswert)

Tab. 73 > Ökofaktor für Süßwasser unbekannter oder undifferenzierter Herkunft in UBP/m³ Süßwasser – abgeleitet aus der Wasserknappheit in OECD Ländern

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (km ³ /a)	2.57	A	Wasserverbrauch Schweiz (d.h. aktueller Fluss Schweiz)	
Aktueller Fluss (km ³ /a)	1 020	A	FAO 2005	
Kritischer Fluss (km ³ /a)	2 040	b	20 % des Wasserangebotes gem. FAO 2005	
Gewichtung (-)	0.250		entspricht einem Verhältnis Wasserverbrauch zu -angebot von 0.10	
Ökofaktor (UBP/m ³)	97			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Dieser Durchschnittswert sollte bei Wasserverbräuchen unbekannter oder undifferenzierter Herkunft zur Anwendung kommen. Der Ökofaktor liegt zwischen den Kategorien für tiefe und moderate Wasserknappheit (Tab. 72), was als plausibel erachtet wird. Wasserknappheit stellt insbesondere ein Problem in ariden Gebieten dar, durch eine intensive Landwirtschaft allenfalls noch verschärft wird. Lokal oder zeitlich begrenzte Wasserknappheiten werden mit diesem Ökofaktor vernachlässigt.

Wo immer möglich ist diesem durchschnittlichen Ökofaktor eine Einteilung in eine der sechs Wasserknappheitskategorien (Kap. 7.5.5) vorzuziehen. Ökofaktoren für die einzelnen OECD-Staaten sind in Anhang A6 aufgeführt.

7.5.7 **Anwendungsanweisung**

Die Ökofaktoren sind auf alle Arten erneuerbarer Wasserressourcen anwendbar. Anwendungen, die das Wasser weder chemisch verunreinigen noch dessen Temperatur- oder Aggregatzustände verändern und es auch nicht dem Wasserkreislauf für längere Zeit entziehen, sind von der Bewertung mit dem Süßwasser-Ökofaktor ausgenommen. Diese Ausnahme gilt auch für Wasserkraftwerke, da das Wasser nach der Turbine wieder verfügbar wird und die Qualität resp. physikalische Parameter nicht spürbar verändert sind. Anzuwenden ist der Ökofaktor für Frischwasser insbesondere – jedoch nicht abschliessend – auf:

- > Trinkwassernutzung (inkl. die Verluste in der Verteilung)
- > Bewässerung in der Landwirtschaft (inkl. Verluste)
- > Nutzung für und in industriellen Prozessen, inklusive der Nutzung als Kühlwasser (wegen der Veränderung des Aggregatzustandes, bzw. der Temperatur)

Wenn die Sachbilanz keine regional oder knappheitsbasierte Differenzierung enthält, soll der Durchschnitts-Ökofaktor gemäss Kapitel 7.5.6 verwendet werden. Für den Verbrauch von fossilem (nicht-erneuerbarem) Wasser, ist der Ökofaktor der höchsten Knappheitskategorie anzuwenden.

Für die OECD Länder wurden diese Länder-Ökofaktoren bereits berechnet und in Anhang A6 aufgeführt. Sind entsprechende Daten vorhanden, können für weitere Länder oder bestimmte Regionen Ökofaktoren berechnet werden. Die Vorgehensweise ist analog zu der Berechnung des schweizerischen Ökofaktors. Die Datengrundlagen, eventuelle Annahmen sowie die Berechnung eines selbst hergeleiteten Ökofaktors sind in jedem Fall nachvollziehbar auszuweisen.

In Tab. 74 sind einige typische 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 aber nicht Rechnung getragen.

Tab. 74 > Zuordnung einiger Länder zu den Wasserknappheitskategorien

	Wasserknappheits- Verhältnis $\left(\frac{\text{Wasserverbrauch}}{\text{Wasserangebot}} \right)$	typische Ländervertreter
tief	<0.1	Argentinien, Österreich, Estland, Island, Irland, Madagaskar, Russland, Sambia, Schweiz, Venezuela
moderat	0.1 bis <0.2	Griechenland, Frankreich, Mexiko, Tschechien, Türkei, USA
mittel	0.2 bis <0.4	China, Deutschland, Italien, Japan, Spanien, Thailand, Zypern
hoch	0.4 bis <0.6	Algerien, Bulgarien, Marokko, Sudan, Tunesien
sehr hoch	0.6 bis <1.0	Pakistan, Syrien, Tadschikistan, Turkmenistan
extrem	≥1	Israel, Jemen, Kuwait, Oman, Katar, Saudi Arabien

8 > Abfälle

8.1 Einleitung

Im Folgenden werden Ökofaktoren für verschiedene Abfälle hergeleitet. Die Abfälle in Oberflächendeponien werden über den Kohlenstoffgehalt der eingelagerten Abfälle bewertet. Untertage deponiert werden bestimmte Sonderabfälle (Kap. 8.3) sowie radioaktive Abfälle (Kap. 8.4).

8.2 Kohlenstoff in Reaktordeponiegut

8.2.1 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.

8.2.2 Normierung

Der Normierungsfluss ist identisch zum aktuellen Fluss, da der aktuelle Fluss den C-Fluss in Deponien bezogen auf die Schweiz repräsentiert.

8.2.3 Gewichtung

Der aktuelle Fluss umfasst diejenige Menge an Kohlenstoff, die über den Abfall in Reaktordeponien und Schlackenkompartimenten abgelagert wird. Schlacke enthält nach Schätzungen des BAFU rund 4% Kohlenstoff, durchschnittlicher Abfall auf Reaktordeponien (ohne Schlacke) 15%²⁹. Die Abfälle für Inertstoff- und Reststoffdeponien enthalten praktisch kein reaktionsfähiges organisches Material. Die abgelagerte Menge an Schlacke beträgt 661 500 t, der übrige Reaktordeponieabfall 473 000 t (Zahlen für 2002: BUWAL 2003a). Daraus ergibt sich der aktuelle Fluss von 97 410 t C/a.

Aktueller Fluss

²⁹ Persönliche Mitteilung M. Tellenbach, BAFU, 15. Juli 2006.

Das Ziel für den C-Gehalt in Reaktordeponieabfällen beträgt 7 %³⁰. Bei der aktuell abgelagerten Menge entspricht dies einem kritischen C-Fluss von 79 420 t C/a.

Kritischer Fluss

8.2.4 Ökofaktoren für Kohlenstoff in Deponieabfällen

Tab. 75 > Ökofaktor für Kohlenstoff in Reaktordeponieabfällen in UB/g C. Zudem sind Ökofaktoren für durchschnittliche Schlacke und übrige Reaktordeponieabfälle aufgeführt

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t C/a)	97 410	B		
Aktueller Fluss (t C/a)	97 410	B		
Kritischer Fluss (t C/a)	79 420	b		
Gewichtung (-)	1.50			
Ökofaktor (UBP/g C)	15			
Ökofaktor (UBP/g Schlacke)	0.61		C-Gehalt: 4 %	
Ökofaktor (UBP/g übrige Reaktordeponieabfälle)	2.3		C-Gehalt: 15 %	

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor für Kohlenstoff in deponierten Abfällen ist neu aufgenommen worden.

8.2.5 Anwendungsanweisung betreffend ecoinvent Datenbestand v2.01

Die Anwendung dieses Ökofaktors ist in der ecoinvent Datenbank nicht direkt möglich, da der C-Gehalt der deponierten Abfälle nicht ausgewiesen wird. Stattdessen werden die TOC-Langzeitemissionen als Hilfsgrösse verwendet. Diese stammen in der ecoinvent Datenbank einzig aus Reaktor- und Reststoffdeponien. Der Transferkoeffizient der Reaktordeponien für Kohlenstoff im Abfall zu Kohlenstoff als Langzeit-TOC beträgt 0.244. Damit lässt sich der in der ecoinvent Datenbank anzuwendende Ökofaktor berechnen. Dieser beläuft sich auf 63 UB/g TOC.

³⁰ persönliche Mitteilung M. Tellenbach, BAFU, 15. Juli 2006.

8.3 Sonderabfälle in Untertagedeponie

8.3.1 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 rezykliert, physikalisch-chemisch behandelt oder andernfalls in einer Reststoffdeponie abgelagert. Die wichtigste Quelle von Sonderabfällen ist belastetes Erdreich aus Altlastensanierungen, welches rund einen Viertel der Menge ausmacht (BUWAL 2003a, S. 42–43).

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 Kehrlichtverbrennungsanlagen 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 2003a, S. 44).

8.3.2 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.

8.3.3 Gewichtung

Die Menge der Abfälle, welche in Untertagedeponien abgelagert wird, kann der Abfallstatistik entnommen werden. Sie beläuft sich für 2002 auf 36 900 t/a und wird vollumfänglich exportiert (BUWAL 2003a, S. 44). In der Schweiz gibt es keine Untertagedeponien.

Aktueller Fluss

Im Umweltschutzgesetz (USG 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.³¹

Kritischer Fluss

³¹ gemäss persönlicher Auskunft von H.-P. Fahrni, BAFU vom 28.02.2005 ist diese Festlegung sinnvoll.

8.3.4 Ökofaktoren für die Deponierung von Sonderabfällen

Tab. 76 > Ökofaktor für die Einlagerung von Sonderabfällen in Untertagedeponien in UBP/g und UBP/cm³ Abfall

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (t Abfall/a)	36 900	A		
Aktueller Fluss (t Abfall/a)	36 900	A		41 000
Kritischer Fluss (t Abfall/a)	36 900	c		41 000
Gewichtung (-)	1.00			
Ökofaktor (UBP/g Abfall)	27			24
Ökofaktor (UBP/cm ³ Abfall)	43		Dichte 1600 kg/m ³ gem. Doka 2003b, Part III, S. 41	

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

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, Wasser und Grundwasser bewertet.

8.4 Endlagerstätten radioaktiver Abfälle

8.4.1 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, so dass nun ein neuer Standort gesucht werden muss. Bei den hochaktiven und langlebigen radioaktiven Abfällen ist der Standortsentscheid ebenfalls noch ausstehend und ein baldiger Entscheid ist nicht in Sicht. Aufgrund der weitgehend ähnlich gebliebenen offenen Fragen wird für die Beurteilung der radioaktiven Abfälle das Ökofaktor-Konzept aus Brand et al. (1998) übernommen.

8.4.2 Grundlagen

Die schweizerische Strategie zur Entsorgung radioaktiver Abfälle besteht darin, vorerst eine Verminderung der Mengen und der Schädlichkeit der Rückstände anzustreben und diese anschliessend durch Endlagerung dauerhaft zu isolieren. Für die anfallenden radioaktiven Abfälle verlangt das Kernenergiegesetz (Art. 30 Abs. 2): «Die in der Schweiz anfallenden radioaktiven Abfälle müssen grundsätzlich im Inland entsorgt

werden». Zudem ist ab Juli 2006 ein Moratorium bis 2016 für die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente festgehalten.³²

Ursprünglich waren zwei Endlager vorgesehen, eines für abgebrannte Brennelemente (BE), hochaktive (HAA) sowie langlebige mittelaktive (LMA) Abfälle und ein zweites für schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA). Durch die Ablehnung des Wellenbergs als Standort für SMA-Abfälle wird nun auch die Option eines einzigen Tiefenlagers geprüft.

Die benötigten Kapazitäten für die Endlager werden aufgrund der geschätzten Menge an radioaktiven Abfällen inklusive deren «Verpackung» geplant. Durch verbesserte Aufbereitungsverfahren können die Volumina tendenziell reduziert werden. Eine Verlängerung der Laufzeit der Kernkraftwerke von ursprünglich 40 auf 60 Jahre erhöht den Bedarf an Endlagerkapazität. Die NAGRA³³ geht für die Volumenberechnung nun ebenfalls von 60 Jahren Laufzeit aus (192 GW-Szenario).

Ausgehend von diesem Szenario fallen rund 8300 m³ abgebrannte (und konditionierte) Brennelemente, rund 1000 m³ hochradioaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung und 4360 m³ (cement waste option; 3460 m³ in der Variante Verglasung) langlebige, mittelradioaktive Abfälle an. In einer Option wird mit zusätzlichen 2900 m³ langlebigen, mittelradioaktiven Abfällen gerechnet. Insgesamt soll das Tiefenlager also rund 16000 m³ langlebige hoch- und mittelradioaktive Abfälle aufnehmen können (Volumen inkl. Behälter) (NAGRA 2002).

Das Endlager für schwach- und mittelradioaktive, kurzlebige Abfälle soll gemäss der Planung von 1996 eine Kapazität von 100000 m³ aufweisen. Davon sind 42000 m³ Abfälle aus der KKW-Stillegung, 11000 m³ aus dem Betrieb, 24000 m³ aus der Wiederaufarbeitung und die restlichen 23000 m³ aus Forschung und Medizin (wovon 14000 m³ aus der Stillegung des Protonenbeschleunigers am PSI). Dieses Volumen wurde auf der Basis von 40 Jahren Laufzeit der Kernkraftwerke und 70 jähriger Sammelzeit für die Abfälle aus Medizin und Forschung abgeschätzt (Prêtre 1996). Auf eine 60 jährige Laufzeit hochgerechnet wird ein Lagervolumen von rund 115000 m³ benötigt (Volumen inkl. Behälter).

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:

1. kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA)
2. langlebige mittelaktive Abfälle (LMA), hochaktive Abfälle (HAA) und abgebrannte Brennelemente (BE)

³² 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.»

³³ 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).

Die Verschlusszeit langlebiger Abfälle liegt deutlich höher. Es wird davon ausgegangen, dass eine sichere Verwahrung von mindestens 100 000 Jahren notwendig ist (EKRA 2000; PSI 1996).

8.4.3 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Daher stimmt der Normierungsfluss mit dem aktuellen Fluss überein.

8.4.4 Gewichtung

Die aktuell anfallende Menge an radioaktivem Abfall (inkl. Behälter) wird dem eco-invent-Bericht zur Kernenergie entnommen (Dones 2003). Die Nettoleistung der Schweizer Kernkraftwerken belief sich im 2002 auf 2.96 GW (Dones 2003, Tab. 9.1), woraus sich ein aktueller Fluss von 1230 m³/a für schwach- und mittlradioaktive (SMA) und 218 m³/a für hochradioaktive Abfälle (HAA) errechnet.

Aktueller Fluss

Die Festsetzung des kritischen Flusses hat die folgenden Erwägungen zu berücksichtigen:

Kritischer Fluss

- > In der Schweiz existieren gegenwärtig weder Endlagerkapazitäten für schwach- und mittelaktive noch solche für hochaktive und langlebige Abfälle. Das vorgesehene Endlager im Wellenberg ist abgelehnt worden. Die radioaktiven Abfälle können zum heutigen Zeitpunkt daher nicht (wie vom Gesetzgeber vorgesehen) umweltgerecht entsorgt werden. Aus dieser Sicht müsste der kritische Fluss gleich Null gesetzt werden.
- > Mögliche Endlagerstätten, welche das Abfallvolumen der bestehenden Kernkraftwerke aufnehmen könnten, sind in konkreter Abklärung. Obwohl über den Zeitpunkt der Inbetriebnahme und den Ort noch keine Aussagen gemacht werden kann, ist es möglich, dass in Zukunft genügend Endlagerkapazitäten existieren werden. Daher müsste der aktuelle dem kritischen Fluss gleichgesetzt werden.

Im schweizerischen Strategiebericht zur Nachhaltigkeit (Schweizerischer Bundesrat 2002a, S. 9) wird als Leitlinie postuliert, dass «Unfallrisiken nur insoweit einzugehen sind, als sie auch beim grösstmöglichen Schadensereignis keine dauerhaften Schäden über eine Generation hinaus verursachen.» Die derzeitige Zwischenlagerung radioaktiver Abfälle in Lagern an der Erdoberfläche ist eine Übergangslösung.

Der für die Bestimmung des Ökofaktors verwendete kritische Fluss liegt deshalb in einem Bereich zwischen dem aktuellen Fluss und Null. In einer ersten groben Näherung wird der kritische Fluss auf die Hälfte des aktuellen Flusses festgelegt. Dies widerspiegelt die momentane Lage mit Anstrengungen bezüglich Endlagerung, aber immer noch ohne konkretes Bauprojekt.

Diese Bestimmung des kritischen Flusses entspricht nicht einem politischen Konsens: Eine technologisch zuversichtliche Position schätzt auch die gesamte heutige Abfallmenge als unproblematisch ein, während für eine kritische Position auch eine minimale Menge an radioaktiven Abfällen unakzeptabel ist.

8.4.5 Ökofaktor für radioaktive Abfälle

Tab. 77 > Ökofaktor für kurzlebige schwach und mittelaktive radioaktive Abfälle (SMA) ins Endlager in UBP/cm³ SMA Abfall

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (m ³ /a)	1 230	A		
Aktueller Fluss (m ³ /a)	1 230	A	berechnet aus Angaben in (Dones 2003)	1 190
Kritischer Fluss (m ³ /a)	615	c	Festlegung auf die Hälfte des aktuellen Flusses (s. Text)	600
Gewichtung (-)	4.00			
Ökofaktor (UBP/cm ³)	3 300		SMA-Abfälle	3 300

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Tab. 78 > Ökofaktor für langlebige und/oder hochaktive radioaktive Abfälle ins Endlager in UBP/cm³ Abfall

	Situation 2006	Q	Bemerkungen	Situation 1997
Normierung (m ³ /a)	218	A		
Aktueller Fluss (m ³ /a)	218	A	berechnet aus Angaben in Dones 2003	85
Kritischer Fluss (m ³ /a)	109	c	Festlegung auf die Hälfte des aktuellen Flusses (s. Text)	43
Gewichtung (-)	4.00			
Ökofaktor (UBP/cm ³)	18 000		BE/LMA/HAA-Abfälle	46 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Kap. 2.4

Der Ökofaktor wird auf das Endlagervolumen der radioaktiven Abfälle inkl. deren Behälter angewendet. Durch die Entwicklung und Anwendung neuer Verfahren in der Entsorgung radioaktiver Abfälle (z. B. Zementstabilisierung³⁴) ist eine Abnahme des aktuellen Flusses in der Zukunft möglich. Gegenüber der Situation von 1997 ist jedoch insbesondere die Menge langlebiger und hochaktiver Abfälle auf Grund des Wiederaufarbeitungsmoratoriums angestiegen.

³⁴ engl. cement waste option

9 > Nicht berücksichtigt: Lärm

In ARE (2004, S. 14) wird Lärm als eine von Subjektivität beeinflusste Grösse definiert: *«Als Lärm bezeichnet man einen als unangenehm und störend empfundenen Schall. Wie hoch die tatsächliche Beeinträchtigung ist, hängt zu einem grossen Teil von der subjektiven Wahrnehmung der betroffenen Person ab.»*

Belastungen mit Lärm sind vor allem in Städten ein allgegenwärtiges Problem. Hauptquellen sind einerseits die Strassen- und Schienenfahrzeuge und andererseits Baustellen, die zur Erhaltung und Erweiterung der Siedlungsinfrastruktur benötigt werden. In ländlichen Gegenden sind es zudem land- und forstwirtschaftliche Maschinen die Lärm verursachen, aber auch das Geläut von Kuhglocken wird teilweise als Lärm wahrgenommen. In der Nähe von Flughäfen sind die an- und abfliegenden Flugzeuge eine relevante Lärmquelle. Gewässeranrainer können von Lärmimmissionen von Motorbooten betroffen sein. Schiess- und Sportplätze sowie ähnliche Einrichtungen sind punktuelle, ortsfeste Quellen von Lärm.

Die Lärmschutzverordnung (LSV) definiert das zu erreichende Lärmziel in Analogie zum Vorsorgeprinzip (Kap. 2.2.3) als das technisch und betrieblich Mögliche sowie wirtschaftlich Tragbare. Zudem soll die betroffene Bevölkerung nicht erheblich gestört werden. Diese Ziele gelten für bewegliche wie für ortsfeste Geräuschquellen.

Das Grundproblem bei der Bewertung von Lärm ist, dass Schall im Vergleich zu stofflichen Emissionen einerseits schnell vergänglich und daher immer lokal begrenzt ist. Andererseits ist die Bewertung nur über die Immissionssituation möglich, da erst durch die Wahrnehmung des Schalls dieser als Lärm betrachtet werden kann. Dadurch ist es für die Bewertung zwingend notwendig, die Emissions- zusammen mit der Immissionssituation zu betrachten. Die Schallemissionen sind ortsabhängig, was die Herleitung von Ökofaktoren schwierig macht. Eine allgemein anerkannte Methode zur Bewertung von Lärm in Ökobilanzen existiert bis jetzt noch nicht.

Doka (2003a) hat eine Möglichkeit zur Integration von Strassenverkehrslärm in die Methode der ökologischen Knappheit erarbeitet. Die Herleitung ist relativ aufwendig und nicht ohne weiteres auf Lärm anderer Quellen übertragbar. Es wurde davon abgesehen diese nur für den Strassenverkehr geltenden Faktoren zu übernehmen, da dadurch eine einseitige Belastung von ausschliesslich Strassenfahrzeugen resultieren würde. Bei spezifischen Fragestellungen im Strassenverkehrsbereich können diese Ökofaktoren jedoch weiterhin sehr wohl Sinn machen, bei anders gelegenen Studien würden sie jedoch zu unfairen Bewertungsverzerrungen führen.

> Anhang

A1 Umrechnungsfaktoren für Emissionen

Tab. 79 > 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 ozonschichtzerstörende 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 (2001), die ODP-Werte gemäss UNEP (2000).

Tab. 80 > Ökofaktoren für Treibhausgase und ozonschichtzerstörende Substanzen

	Formel	CAS-Nr.	GWP (CO ₂ -eq.)	ODP (R11-eq.)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Ökofaktor 1997 (UBP/g)	Basis 1997
Kohlendioxid	CO ₂	124-38-9	1	-	0.31	0.2	GWP
Kohlenmonoxid	CO	630-08-0	1.57	-	0.49	0.2	GWP
Methan	CH ₄	74-82-8	23	-	7.1	4.2	GWP
Lachgas	N ₂ O	10024-97-2	296	-	92	62	GWP

Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW)

FCKW-11	CCl ₃ F	75-69-4	4600	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-12	CCl ₂ F ₂	75-71-8	10600	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-13	CClF ₃	75-72-9	14 000	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-111	C ₂ Cl ₅ F	354-56-3	-	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-112	C ₂ Cl ₄ F ₂	76-12-0	-	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-113	CCl ₂ FCClF ₂	76-13-1	6 000	0.8	8 800	1 600	ODP
FCKW-114	CClF ₂ CClF ₂	76-14-2	9 800	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-115	CF ₃ CClF ₂	76-15-3	7 200	0.6	6 600	1 200	ODP
FCKW-211	C ₃ Cl ₇ F	422-78-6	-	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-212	C ₃ Cl ₆ F ₂	3182-26-1	-	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-213	C ₃ Cl ₅ F ₃	2354-06-5	-	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-214	C ₃ Cl ₄ F ₄	29255-31-0	-	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-215	C ₃ Cl ₃ F ₅	4259-43-2	-	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-216	C ₃ Cl ₂ F ₆	661-97-2	-	1	11 000	2 000	ODP
FCKW-217	C ₃ ClF ₇	422-86-6	-	1	11 000	2 000	ODP

Fluorkohlenwasserstoffe (HFKW)

HFKW-23	CHF ₃	75-46-7	12 000	-	3 700	2 300	GWP
HFKW-32	CH ₂ F ₂	75-10-5	550	-	170	130	GWP
HFKW-41	CH ₃ F	593-53-3	97	-	30	30	GWP
HFKW-125	CHF ₂ CF ₃	354-33-6	3 400	-	1 100	560	GWP
HFKW-134	CHF ₂ CHF ₂	359-35-3	1 100	-	340	200	GWP
HFKW-134a	CH ₂ FCF ₃	811-97-2	1 300	-	400	260	GWP
HFKW-143	CHF ₂ CH ₂ F	430-66-0	330	-	100	60	GWP
HFKW-143a	CF ₃ CH ₃	420-46-2	4 300	-	1 300	760	GWP
HFKW-152	CH ₂ FCH ₂ F	624-72-6	43	-	13	-	
HFKW-152a	CH ₃ CHF ₂	75-37-6	120	-	37	28	GWP

	Formel	CAS-Nr.	GWP (CO ₂ -eq.)	ODP (R11-eq.)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Ökofaktor 1997 (UBP/g)	Basis 1997
HFKW-161	CH ₃ CH ₂ F	353-36-6	12	-	3.7	-	
HFKW-227ea	CF ₃ CHFCF ₃	431-89-0	3 500	-	1 100	580	GWP
HFKW-236cb	CH ₂ FCF ₂ CF ₃	677-56-5	1 300	-	400	-	
HFKW-236ea	CHF ₂ CHFCF ₃	431-63-0	1 200	-	370	-	
HFKW-236fa	CF ₃ CH ₂ CF ₃	690-39-1	9 400	-	2 900	1 300	GWP
HFKW-245ca	CH ₂ FCF ₂ CHF ₂	679-86-7	640	-	200	110	GWP
HFKW-245fa	CHF ₂ CH ₂ CF ₃	460-73-1	950	-	290	-	
HFKW-365mfc	CF ₃ CH ₂ CF ₂ CH ₃	406-58-6	890	-	280	-	
HFKW-43-10mee	CF ₃ CHFCHFCF ₂ CF ₃	138495-42-8	1 500	-	470	260	GWP

Teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe (HFCKW)

HFCKW-21	CHCl ₂ F	75-43-4	210	0.04	440	-	
HFCKW-22	CHClF ₂	75-45-6	1 700	0.055	610	300	GWP
HFCKW-31	CH ₂ FCI	593-70-4	-	0.02	220	-	
HFCKW-121	CHCl ₂ CCl ₂ F	354-14-3	-	0.04	440	-	
HFCKW-122	CHCl ₂ CClF ₂	354-21-2	-	0.08	880	-	
HFCKW-123	CHCl ₂ CF ₃	306-83-2	120	0.02	220	40	ODP
HFCKW-124	CHFClCF ₃	2837-89-0	620	0.022	240	94	GWP
HFCKW-131	CH ₂ ClCCl ₂ F	359-28-4	-	0.05	550	-	
HFCKW-133a	CH ₂ ClCF ₃	75-88-7	-	0.06	660	-	
HFCKW-141	CH ₂ ClCHClF	430-57-9	-	0.07	770	-	
HFCKW-141b	CH ₃ CFCl ₂	1717-00-6	700	0.11	1 200	220	ODP
HFCKW-142b	CH ₃ CF ₂ Cl	75-68-3	2 400	0.065	740	360	GWP
HFCKW-225ca	CF ₃ CF ₂ CHCl ₂	422-56-0	180	0.025	280	-	
HFCKW-225cb	CClF ₂ CF ₂ CHClF	507-55-1	620	0.033	360	-	
HFCKW-253	C ₃ H ₄ F ₃ Cl	460-35-5	-	0.03	330	-	
HFCKW-261	CH ₃ CClFCH ₂ Cl	420-97-3	-	0.02	220	-	
HFCKW-271	C ₃ H ₆ FCl	430-55-7	-	0.03	330	-	

Perfluorkohlenwasserstoffe (PFKW)

Methan, Perfluor- (FKW-14)	CF ₄	75-73-0	5 700	-	1 800	1 300	GWP
Ethan, Perfluor- (FKW-116)	C ₂ F ₆	76-16-4	11 900	-	3 700	1 800	GWP
Propan, Octafluor- (FKW-218)	C ₃ F ₈	76-19-7	8 600	-	2 700	1 400	GWP
Propan, Hexafluorocyclo-	c-C ₃ F ₆	931-91-9	16 800	-	5 200	-	
Butan, Decafluor-	C ₄ F ₁₀	355-25-9	8 600	-	2 700	1 400	GWP
Butan, Octafluorocyclo-	c-C ₄ F ₈	115-25-3	10 000	-	3 100	1 700	GWP
Pentan, Dodecafluor-	C ₅ F ₁₂	678-26-2	8 900	-	2 800	1 500	GWP
Hexan, Tetradecafluor-	C ₆ F ₁₄	355-42-0	9 000	-	2 800	1 500	GWP

	Formel	CAS-Nr.	GWP (CO ₂ -eq.)	ODP (R11-eq.)	Ökofaktor 2006 (UBP/g)	Ökofaktor 1997 (UBP/g)	Basis 1997
Bromierte Kohlenwasserstoffe							
Methan, brom-	CH ₃ Br	74-83-9	5	0.6	6 600	1 400	ODP
Methan, dibrom-	CH ₂ Br ₂	74-95-3	1	-	0.31	-	
Methan, bromchlor-	CH ₂ BrCl	74-97-5	-	0.12	1 300	-	
Methan, bromfluor-	CH ₂ FBr	373-52-4	-	0.73	8 000	-	
Methan, bromdifluor-	CHBrF ₂	1511-62-2	470	0.74	8 100	-	
Methan, dibromfluor-	CHBr ₂ F	1868-53-7	-	1	11 000	-	
Halon 1211 (Methan, bromochlordifluor-)	CBrClF ₂	353-59-3	1 300	3	33 000	20 000	ODP
Halon 1301 (Methan, bromtrifluor-)	CBrF ₃	75-63-8	6 900	10	110 000	20 000	ODP
Halon 2402 (Ethan, 1,2-dibrom-1,1,2,2-tetrafluor-)	C ₂ Br ₂ F ₄	124-73-2	-	6	66 000	12 000	ODP
Chlorierte Kohlenwasserstoffe							
Methan, tetrachlor-, (CKW-10)	CCl ₄	56-23-5	1 800	1.1	12 000	2 200	ODP
Chloroform, (CKW-20)	CHCl ₃	67-66-3	30	-	- *	-	
Methan, monochlor-, (CKW-40)	CH ₃ Cl	74-87-3	16	-	- *	-	
Methan, dichlor-, (CKW-30)	CH ₂ Cl ₂	75-09-2	10	-	- *	-	
Ethan, 1,1,1-trichlor-, (CKW-140)	CH ₃ CCl ₃	71-55-6	140	0.1	1 100	200	ODP
weitere halogenierte Kohlenwasserstoffverbindungen							
Methan, trifluoriod-	CF ₃ I	2314-97-8	1	-	0.31	-	
Ethanol, 2,2,2-trifluor-	CF ₃ CH ₂ OH	75-89-8	57	-	18	-	
1-propanol, 2,2,3,3,3-Pentafluor-	CF ₃ CF ₂ CH ₂ OH	422-05-9	40	-	12	-	
2-propanol, 1,1,1,3,3,3-Hexafluor-	(CF ₃) ₂ CHOH	920-66-1	190	-	59	-	
Stickstofftrifluorid	NF ₃	7783-54-2	10 800	-	3 300	-	
Schwefel, pentafluor(trifluormethyl)-	SF ₅ CF ₃	373-80-8	17 500	-	5 400	-	
Schwefelhexafluorid	SF ₆	2551-62-4	22 200	-	6 900	-	
Ether und halogenierte Etherverbindungen							
Ether, dimethyl-	CH ₃ OCH ₃	115-10-6	1	-	- *	-	
Ether, methyl perfluoroisopropyl-	(CF ₃) ₂ CFOCH ₃	22052-84-2	330	-	100	-	
HCFE-235da2	CF ₃ CHClOCHF ₂	26675-46-7	340	-	110	-	
HFE-125	CF ₃ OCHF ₂	3822-68-2	14 900	-	4 600	-	
HFE-134	CHF ₂ OCHF ₂	1691-17-4	6 100	-	1 900	-	
HFE-227ea	CF ₃ CHFOCF ₃	2356-61-8	1 500	-	470	-	

* 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). Die Liste ist nicht abschliessend. Der zu verwendende Ökofaktor findet sich in Kapitel 4.9.

Tab. 81 > 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	Acenaphthylen	208-96-8	152	Acenaphthylene; Acenaphthalene
15	Anthracen	120-12-7	178	Anthracene; Anthracin
38	Benz(a)anthracen	56-55-3	228	Benz(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)perylene	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'-Methylenbiphenyl; 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-Phenylene-pyrene; 2,3-(o-Phenylene)pyrene; 2,3-Phenylene-pyrene
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 Pflanzenschutzmittel

Tab. 82 > Pflanzenschutzmittel

	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (kg PSM-eq/kg)	Ökofaktor (UBP/g)
Herbizide			
2,4-D	951	2.4	1 800
Aclonifen	2 580	0.87	640
Alachlor	3 360	0.67	490
Amidosulfuron	36.2	62	45 000
Asulam	2 150	1	730
Atrazine	1 000	2.2	1 600
Benazolin	301	7.4	5 400
Bentazone	1 180	1.9	1 400
Bifenox	1 630	1.4	1 000
Bromoxynil	378	5.9	4 300
Carbetamide	2 780	0.81	590
Chloridazon	2 060	1.1	800
Chlorothalonil	1 500	1.5	1 100
Chlorotoluron	2 000	1.1	800
Cinidon-ethyl	50	45	33 000
Clethodim	173	13	9 500
Clodinafop-propargyl	86.1	26	19 000
Clomazone	99.3	23	17 000
Cloquintocet-mexyl	18	120	88 000
Desmedipham	98.7	23	17 000
Dicamba	234	9.6	7 000
Dichlobenil	294	7.6	5 500
Dichlorprop-P	630	3.6	2 600
Diflufenican	86.8	26	19 000
Diflufenzopyr-sodium	66.7	34	25 000
Dimefuron	545	4.1	3 000
Dimethachlor	656	3.4	2 500
Dimethenamid	1 260	1.8	1 300
Dinoseb	5 160	0.43	310
Diquat	1 580	1.4	1 000
DNOC	18 300	0.12	88
Ethofumesate	750	3	2 200
Fluazifop-p-butyl	276	8.1	5 900
Flumioxazin	450	5	3 700
Flurochloridone	735	3	2 200
Fluoroglycofen-ethyl	30	75	55 000

	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (kg PSM-eq/kg)	Ökofaktor (UBP/g)
Fluroxypyr	233	9.6	7 000
Foramsulfuron	90	25	18 000
Glufosinate	838	2.7	2 000
Glyphosate	2 490	0.9	660
Imazethapyr	89	25	18 000
Ioxynil	660	3.4	2 500
Isoproturon	1 250	1.8	1 300
Linuron	648	3.5	2 600
MCPA	1 070	2.1	1 500
MCPB	1 710	1.3	950
Mecoprop	770	2.9	2 100
Mecoprop-P	1 010	2.2	1 600
Metamitron	3 390	0.66	480
Metazachlor	1 000	2.2	1 600
Methabenzthiazuron	2 730	0.82	600
Methiocarb	119	19	14 000
Metolachlor	1 670	1.3	950
Metribuzin	546	4.1	3 000
Metsulfuron-methyl	6.5	340	250 000
Monolinuron	1 080	2.1	1 500
Nicosulfuron	50	45	33 000
Napropamide	1 310	1.7	1 200
Orbencarb	3 150	0.71	520
Oxadixyl	215	10	7 300
Oxydemeton-methyl	545	4.1	3 000
Paraquat	723	3.1	2 300
Pendimethalin	1 590	1.4	1 000
Phenmedipham	864	2.6	1 900
Propaquizafop	163	14	10 000
Prosulfocarb	3 540	0.63	460
Prosulfuron	13.5	170	120 000
Pyridate	735	3	2 200
Rimsulfuron	8.98	250	180 000
Simazine	992	2.3	1 700
Starane	208	11	8 000
Sulfosate	3 270	0.68	500
Tebutam	3 300	0.68	500
Teflubenzuron	55.4	40	29 000
Terbufos	206	11	8 000
Terbuthylazin	767	2.9	2 100
Thifensulfuron-methyl	17.5	130	95 000
Triasulfuron	7.5	300	220 000

	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (kg PSM-eq/kg)	Ökofaktor (UBP/g)
Tribenuron	30	75	55 000
Trifluralin	1 240	1.8	1 300
Triflursulfuron-methyl	12.5	180	130 000

Wachstumsregulatoren

Chlormequat	690	3.2	2 300
Chlormequat Chloride	690	3.2	2 300
Ethephon	269	8.3	6 100
Mepiquat chloride	980	2.3	1 700
Trinexapac-ethyl	125	18	13 000

Saatbeizmittel

Fenpiclonil	50.2	45	33 000
Fipronil	90	25	18 000
Metalaxil	8	280	200 000

Insektizide

Bifenthrin	19	120	88 000
Carbofuran	2 500	0.9	660
Chlorpyrifos	662	3.4	2 500
Cyfluthrin	44.5	50	37 000
Cypermethrin	50	45	33 000
Deltamethrin	12.5	180	130 000
Diflubenzuron	120	19	14 000
Dimethoate	400	5.6	4 100
Endosulfan	945	2.4	1 800
Esfenvalerate	15.6	140	100 000
Lambda-cyhalothrin	7.58	300	220 000
Mineralöl	37 900	0.059	43
Parathion	1 000	2.2	1 600
Permethrin	2 000	1.1	800
Pirimicarb	76.1	29	21 000
Rapsöl	2 580	0.87	640
Tau-fluvalinate	50.3	44	32 000

Molluskizide

Metaldehyde	7 500	0.3	220
-------------	-------	-----	-----

Fungizide

Captan	1 600	1.4	1 000
Carbendazim	274	8.2	6 000
Cymoxanil	120	19	14 000
Cyproconazole	70	32	23 000

	Standard Dosis (g/ha)	Charakterisierungsfaktor (kg PSM-eq/kg)	Ökofaktor (UBP/g)
Cyprodinil	600	3.7	2700
Difenoconazole	125	18	13000
Dimethomorph	150	15	11000
Dithianon	600	3.7	2700
Epoxiconazole	93.8	24	18000
Fenbuconazole	100	22	16000
Fenpropidin	300	7.5	5500
Fenpropimorph	750	3	2200
Fentin acetate	364	6.1	4500
Fentin hydroxide	339	6.6	4800
Fluazinam	250	9	6600
Flusilazole	225	9.9	7200
Folpet	1860	1.2	880
Fosetyl-Al	2400	0.93	680
Fluquinconazole	79.7	28	20000
Hexaconazole	185	12	8800
Imazamox	40	56	41000
Iodosulfuron	4	560	410000
Iprodion	550	4.1	3000
Kresoxim-methyl	127	18	13000
Kupfer	4380	0.51	370
Lindane	1500	1.5	1100
Mancozeb	2110	1.1	800
Maneb	2250	1	730
Mesotrione	125	18	13000
Metconazole	90	25	18000
Prochloraz	450	5	3700
Propamocarb HCl	758	3	2200
Propiconazole	125	18	13000
Schwefel	32500	0.069	50
Spiroxamine	752	3	2200
Tebuconazole	206	11	8000
Thiophanat-methyl	934	2.4	1800
Thiram	1510	1.5	1100
Triadimenol	40	56	41000
Tridemorph	280	8	5800
Vinclozolin	375	6	4400

A5 Ökofaktoren für Landnutzung

Die Werte für die EDPs (Ecosystem Damage Potential) sind aus Köllner (2001) übernommen oder daraus abgeleitet (siehe Bemerkungen am Ende der Tabelle). Die Charakterisierungsfaktoren errechnen sich daraus mit dem EDP von 0.55 für die Referenzfläche (Siedlungsfläche – SF).

Tab. 83 > Ökofaktoren für Landnutzung

CORINE+	Landnutzung	EDP		Charakt.-faktor (m ² SF-eq./m ²)	Ökofaktor 2006 (UBP/m ²)
Siedlungsgebiet					
REF	Siedlungsfläche (Referenz)	0.55		1	220
111	Siedlungsgebiet, zusammenhängend >80 % versiegelt	0.68	a)	1.24	260
112	Siedlungsgebiet, unterbrochen <80 % versiegelt	0.54	a)	0.986	220
113	Siedlungsgebiet, Brache	-0.08	a)	-0.146	-33
114	ländliche Siedlung	0.48	a)	0.876	190
121	Industrieareal	0.573	b)	1.05	220
121a	Industrieareal, zusammenhängend >80 % versiegelt	0.68	c)	1.24	260
121b	Industrieareal, unterbrochen <80 % versiegelt	0.52	a)	0.949	210
122	Verkehrsanlagen, Strasse und Schiene inkl. assoziiertes Land	0.56	d)	1.02	220
122a	Verkehrsanlage, Strassenfläche	0.56	d)	1.02	220
122b	Verkehrsanlage, zu Strasse assoziiertes Land (min. 100m Breite)	0.46	e)	0.84	180
122c	Verkehrsanlage, Schienentrassee	0.56	d)	1.02	220
122d	Verkehrsanlage, zu Schiene assoziiertes Land (min. 100m Breite)	0.45	a)	0.821	180
122e	Verkehrsanlage, Bahnbrache	-0.01	a)	-0.0183	-4
125	Industriebrache	-0.09	a)	-0.164	-35
131	Bergwerksgelände	0.56	d)	1.02	220
132	Deponiegelände	0.56	d)	1.02	220
133	Baustellen	0.56	d)	1.02	220
134	Bergwerksbrache	-0.08	a)	-0.146	-33
14	nicht-landwirtschaftliche Grünflächen	0.56	b)	1.02	220
141	Grünflächen, städtische	0.46	a)	0.84	180
142	Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen	0.66	a)	1.2	260
Landwirtschaftliche Flächen					
211	Ackerland, unbewässert	0.258	b)	0.472	100
211a	Ackerland, unbewässert, konventionell	0.27	a)	0.493	110
211b	Ackerland, unbewässert, IP	0.32	a)	0.584	130
211c	Ackerland, unbewässert, Bio	0.15	a)	0.274	59
211d	Ackerland, unbewässert, Faser-/Energiepflanzen	0.28	a)	0.511	110
211e	Ackerland, unbewässert, Brache	-0.1	a)	-0.183	-40
211f	Ackerland, unbewässert, Kunstwiese	0.24	f)	0.438	97
22	Dauerkultur	0.071	b)	0.13	29

CORINE+	Landnutzung	EDP		Charakt.-faktor (m ² SF-eq./m ²)	Ökofaktor 2006 (UBP/m ²)
221	Dauerkultur, Wein	0.071	j)	0.13	29
221a	Dauerkultur, Wein, intensiv	0.071	j)	0.13	29
221b	Dauerkultur, Wein, extensiv	0.071	j)	0.13	29
222	Dauerkultur, Obst- und Beerenplantagen	0.032	b)	0.059	13
222a	Dauerkultur, Obstgarten, konventionell	0.24	f)	0.438	97
222b	Dauerkultur, Obstgarten, Bio	-0.03	a)	-0.0548	-12
231	Wiesen und Weiden	0.145	b)	0.265	57
231a	Wiesen und Weiden, intensiv	0.21	a)	0.383	84
231b	Wiesen und Weiden, wenig intensiv	0	a)	0	0.0
231c	Wiesen und Weiden, Bio	-0.12	a)	-0.219	-48
245	Landwirtschaftsbrache mit Hecken	-0.12	a)	-0.219	-48

Wald und Buschvegetation

311	Wald, Laubwald	0.038	b)	0.069	15
311a	Wald, Laubwald, Plantagen	0.26	g)	0.475	100
311b	Wald, Laubwald, naturnah	-0.02	a)	-0.0365	-8.1
312	Wald, Nadelwald	0.038	b)	0.069	15
312a	Wald, Nadelwald, Plantagen	0.26	g)	0.475	100
312b	Wald, Nadelwald, naturnah	-0.02	h)	-0.0365	-8.1
313	Wald, Mischwald	-0.02	h)	-0.0365	-8.1
313a	Wald, Mischwald, Laub-/Nadelwald	-0.02	h)	-0.0365	-8.1
313b	Wald, Mischwald, Nadel-/Laubwald	-0.02	h)	-0.0365	-8.1
313c	Wald, Mischwald, Plantagen	0.26	g)	0.475	100
314	Wald, Waldrand	-0.11	a)	-0.201	-44
321	Busch- und Krautvegetation, Grünland, naturnah	-0.09	a)	-0.164	-35
322	Busch- und Krautvegetation, Moor und Heide	0.03	a)	0.0548	12
323	Busch- und Krautvegetation, Hartlaubbewuchs	-0.03	i)	-0.0548	-12
324	Busch- und Krautvegetation, Übergang Busch-Waldland	-0.03	i)	-0.0548	-12
325	Busch- und Krautvegetation, Hecken	-0.1	a)	-0.183	-40

Sonstige Nutzung

-	Nutzung, unbekannt	0.403	b)	0.736	160
---	--------------------	-------	----	-------	-----

SF: Siedlungsfläche

- a) Herleitung aus Wert Tab. App. 6a-1 in Köllner (2001)
- b) Herleitung über gewichteter Durchschnitt der Unterkategorien
- c) Gleichsetzung mit Faktor für Corine 111
- d) Herleitung über die Verwendung des Durchschnittsfaktors «Artificial high-intensity» gemäss Köllner (2001)
- e) Herleitung über die Verwendung des Durchschnittsfaktors «Artificial low-intensity» gemäss Köllner (2001)
- f) Herleitung über die Verwendung des Durchschnittsfaktors «Agriculture high-intensity» gemäss Köllner (2001)
- g) Herleitung über die Verwendung des Durchschnittsfaktors «Forest high-intensity» gemäss Köllner (2001)
- h) Herleitung über die Verwendung des Durchschnittsfaktors «Forest low-intensity» gemäss Köllner (2001)
- i) Herleitung über die Verwendung des Durchschnittsfaktors «non use» gemäss Köllner (2001)
- j) Gleichsetzung mit Faktor für Corine 22

A6 Ökofaktoren für Süßwasserverbrauch in den OECD Staaten

Die in der folgenden Tabelle aufgeführten Ökofaktoren sind nur im Falle spezifischer oder entsprechend detaillierter Sachbilanzen zu verwenden. Im Normalfall sollte die Einteilung nach den Knappheitskategorien gemäss Kapitel 7.5.5 zur Anwendung kommen.

Tab. 84 > Ökofaktoren für Süßwasserverbrauch in den OECD Staaten

	Knappheits- verhältnis	Normierung (km³/a)	aktueller Fluss (km³/a)	kritischer Fluss (km³/a)	Gewichtung (-)	Ökofaktor 2006 (UBP/m³)
Australien	0.049	2.57	23.9	98.4	0.0591	23
Österreich	0.027	2.57	2.11	15.5	0.0184	7.2
Belgien-Luxemburg	0.42	2.57	8.98	4.28	4.4	1 700
Kanada	0.016	2.57	46	580	0.00627	2.4
Tschechische Republik	0.2	2.57	2.58	2.63	0.962	370
Dänemark	0.21	2.57	1.27	1.2	1.12	440
Finnland	0.023	2.57	2.48	22	0.0127	4.9
Frankreich	0.2	2.57	40	40.7	0.962	370
Deutschland	0.31	2.57	47.1	30.8	2.33	910
Griechenland	0.1	2.57	7.77	14.9	0.274	110
Ungarn	0.073	2.57	7.64	20.8	0.135	53
Island	0.00088	2.57	0.15	34	0.000195	0.0076
Irland	0.022	2.57	1.13	10.4	0.0118	4.6
Italien	0.23	2.57	44.4	38.3	1.34	520
Japan	0.21	2.57	88.4	86	1.06	410
Korea	0.12	2.57	9.02	15.4	0.342	130
Luxemburg	a)	2.57	a)	a)	a)	a)
Mexiko	0.17	2.57	78.2	91.4	0.732	280
Niederlande	0.087	2.57	7.94	18.2	0.19	74
Neuseeland	0.0065	2.57	2.11	65.4	0.00104	0.40
Norwegen	0.0057	2.57	2.19	76.4	0.000822	0.32
Polen	0.26	2.57	16.2	12.3	1.73	670
Portugal	0.16	2.57	11.3	13.7	0.672	260
Slowakei	b)	2.57	b)	b)	-	-
Spanien	0.32	2.57	35.6	22.3	2.55	990
Schweden	0.017	2.57	2.96	34.8	0.00723	2.8
Schweiz	0.048	2.57	2.57	10.7	0.0577	22
Türkei	0.18	2.57	37.5	42.7	0.772	300
Grossbritannien & Nordirland (UK)	0.065	2.57	9.54	29.4	0.105	41
USA	0.16	2.57	479	610	0.617	240
OECD	0.1	2.57	1018	2043	0.248	97

a) siehe Belgien (dort enthalten)

b) keine Daten vorhanden

Quelle: FAO 2005

> Verzeichnisse

Abkürzungen

a

Jahr

AOX

Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (Summenparameter, der die Menge an halogenierten Stoffen in Gewässern und im Klärschlamm erfasst)

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)

DOC

Disolved organic carbon (Mass für den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff aus gelösten organischen Verbindungen)

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

FKW

Fluorkohlenwasserstoffe

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 2001))

HFKW

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)

MJ

Mega-Joule (10⁶ 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

ODP

Ozone depletion potential (Ozonzerstörungspotential: Mass für die Stärke der ozonschichtzerstörenden Wirkung einer Substanz im Vergleich zu R11)

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.

PAH

Polyzyklische aromatische Verbindungen

PJ

Peta-Joule (10¹⁵ Joule)

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		Tab. A Aperçu des écofacteurs 2006	15
PM10 Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer		Tab. A Overview of eco-factors for 2006	19
PM2.5 Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 2.5 Mikrometer		Tab. 1 Indikatoren zu Qualität und Verbindlichkeit der Daten	59
Sachbilanz (=Inventar); Stoff- und Energiebilanz bzw. Resultat einer Stoff- und Energiebilanz		Tab. 2 Charakterisierungsmethoden, die in UBP97 und UBP06 verwendet werden	60
SETAC Society for Environmental Toxicology and Chemistry (Brüssel/B)		Tab. 3 Wirkungsmechanismen der bewerteten Luftschadstoffe	62
TJ Tera-Joule (10^{12} Joule)		Tab. 4 Treibhauspotentiale der im Kyoto- und Montreal Protokoll geregelten Substanzen	64
TOC Total Organic Carbon (umfasst den gesamten in organischen Molekülen gebundenen Kohlenstoff).		Tab. 5 Emissionen von Treibhausgasen in der Schweiz	65
UBP Umweltbelastungspunkt (Einheit der Bewertungsmethode der ökologischen Knappheit)		Tab. 6 Berechnung der CO ₂ -Ökofaktoren für die beiden Endpunkte 2010 und 2050	66
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)		Tab. 7 Ökofaktor für CO ₂ und weitere Treibhausgase in UBP/g CO ₂ -Äquivalenten	67
		Tab. 8 Ökofaktoren für einige Treibhausgase, berechnet aus dem Gewichtungsfaktor für CO ₂ ³	67
Abbildungen		Tab. 9 Ozonschichtzerstörungspotentiale einiger wichtiger Substanzen	69
Abb. 1 Übersicht zur Systemabgrenzung	58	Tab. 10 Durchschnittliche Importe von ozonschichtzerstörenden Substanzen in Tonnen und in Tonnen R11-Äquivalenten der Jahre 2001 bis 2003	71
Abb. 2 Die Entwicklung der schweizerischen Importe ozonschichtabbauender Substanzen zwischen 1989 und 2003 gemessen in R11-eq.	70	Tab. 11 Schweizerische Emissionen der wichtigsten ozonschichtabbauenden Substanzen in t/a und als R11-eq./a	72
Abb. 3 Schematische Darstellung der Partikelgrößen und ihrer Beziehungen zu- und untereinander	85	Tab. 12 Abschätzung zu den schweizerischen Emissionen der wichtigsten ozonschichtabbauenden Substanzen im Jahr 2015 in t/a und als R11-eq./a	74
Tabellen		Tab. 13 Ökofaktor für R11-Äquivalente in UBP/g R11-eq	74
Tab. A Übersicht Ökofaktoren 2006	11		

Tab. 14 Ökofaktoren für ozonschichtzerstörende Substanzen, angegeben in UBP/g der Substanz	75	Tab. 30 Ökofaktor für Zink-Emissionen in die Luft in UBP/g Zink	100
Tab. 15 Ökofaktor für die flüchtigen organischen Verbindungen (ohne Methan, FCKW) in UBP/g NMVOC	77	Tab. 31 Wirkungsmechanismen der bewerteten Wasserschadstoffe	102
Tab. 16 Ökofaktor für Stickoxid in UBP/g NO_x als NO_2	79	Tab. 32 Ökofaktor für Stickstoff und Stickstoffverbindungen in Oberflächengewässern in UBP/g N	104
Tab. 17 Ökofaktor für Ammoniak in UBP/g NH_3 -N sowie in UBP/g NH_3	81	Tab. 33 Berechnung des Gewichtungsfaktors für Schweizer Seen aus der aktuellen Konzentration und der Zielkonzentration	106
Tab. 18 Charakterisierungsfaktoren für das Versauerungspotential gemäss Guinée et al. bezogen auf SO_2	82	Tab. 34 Ökofaktor für Phosphor in UBP/g P	107
Tab. 19 Ökofaktor für Schwefeldioxid in UBP/g SO_2	83	Tab. 35 Ökofaktor für CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) in UBP/g CSB	110
Tab. 20 Ökofaktoren für Substanzen mit Versauerungspotential in UBP/g Säure, charakterisiert anhand von Schwefeldioxid	84	Tab. 36 Berechnung des Normierungsflusses für Schwermetalle aus den NADUF-Konzentrationsmessungen (Mittelwert der Jahre 2001 bis 2004) an der Messstation Weil am Rhein.	112
Tab. 21 Ökofaktor für PM10 in UBP/g PM10	88	Tab. 37 Gewichtungsfaktoren für Schwermetalle berechnet aus aktueller und kritischer Konzentration	113
Tab. 22 Ökofaktor für PM2.5 in UBP/g PM2.5	88	Tab. 38 Ökofaktoren für Schwermetalle in Oberflächengewässern in UBP/g des entsprechenden Schwermetalls	113
Tab. 23 Ökofaktor für PM2.5–10 in UBP/g PM2.5–10	88	Tab. 39 Charakterisierungsfaktoren für das Krebs erzeugende Potential von radioaktiven Einleitungen in Meere, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement C-14	115
Tab. 24 Ökofaktor für Dieselruss in UBP/g Dieselruss	90	Tab. 40 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere in UBP/kBq C14-eq	117
Tab. 25 Ökofaktor für Benzol in UBP/g Benzol	93	Tab. 41 Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in Meere, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al.	118
Tab. 26 Ökofaktoren für Dioxine und Furane in UBP/g I-TEQ	95	Tab. 42 Grobe Einteilung verschiedener AOX gemäss ihren Umwelteinwirkungen	119
Tab. 27 Ökofaktor für Bleiemissionen in die Luft in UBP/g Blei	96	Tab. 43 Ökofaktor für AOX in UBP/g Cl^-	121
Tab. 28 Ökofaktor für Cadmium-Emissionen in die Luft in UBP/g Cadmium	98	Tab. 44 Ökofaktor für Chloroform (CHCl_3) in UBP/g CHCl_3	122
Tab. 29 Ökofaktor für Quecksilber-Emissionen in die Luft in UBP/g Quecksilber	99		

Tab. 45	Ökofaktor für PAK in UBP/g PAK	123	Tab. 60	Charakterisierungsfaktoren für erneuerbare und nicht-erneuerbare Energieträger, basierend auf Schweizerischer Bundesrat (2002a)	143
Tab. 46	Ökofaktor für Benzo(a)pyren (BaP) in UBP/g BaP	125	Tab. 61	Primärenergieverbrauch in der Schweiz gemäss Energiestatistik 2003 (BFE 2004) und dessen Umrechnung in den charakterisierten Primärenergieverbrauch	144
Tab. 47	Charakterisierungsfaktoren für einige hormonaktive Substanzen basierend auf deren estrogenem Potential gemäss Rutishauser et al. (2004)	127	Tab. 62	Die Ökofaktoren für Primärenergieverbrauch gemäss den Endpunkten 2005 und 2050 in UBP/MJ-eq.	145
Tab. 48	Konzentrationsmessdaten für das estrogenem Potential dreier Kläranlagen sowie der gewichtete Durchschnitt aus deren zwei	127	Tab. 63	Ökofaktor für den Verbrauch von Energieäquivalenten in UBP/MJ-eq. berechnet aus den Zielen für 2005 und 2050 und interpoliert auf 2030	145
Tab. 49	Ökofaktor für hormonaktive Stoffe in UBP/g E2-eq	128	Tab. 64	Ökofaktoren für erneuerbare Endenergie und nicht-erneuerbare Primärenergie in UBP/MJ erneuerbare bzw. nicht-erneuerbare Energie	146
Tab. 50	Ökofaktor einiger hormonaktiver Substanzen in UBP/g Substanz, berechnet mittels Estrogen-Potential als Charakterisierungsfaktor	129	Tab. 65	Ökofaktoren für den Verbrauch von Primärenergieressourcen. Berechnung mit dem Ökofaktor aus Tab. 64 und den Energiewerten gemäss Frischknecht et al. (2007)	147
Tab. 51	Ökofaktor für Nitrat-N in Grundwasser in UBP/g NO ₃ ⁻ -N sowie für Nitrat in Grundwasser in UBP/g NO ₃ ⁻	131	Tab. 66	Ökofaktor für Landnutzung in UBP/m ² a-eq. Siedlungsfläche	149
Tab. 52	Wirkungsmechanismen der bewerteten Wasserschadstoffe	134	Tab. 67	Übersicht zu den Ökofaktoren für ausgewählte Landnutzungstypen in UBP/(m ² a) beanspruchte Fläche	150
Tab. 53	Berechnung des Normierungswertes für Schwermetalleintrag in den Boden aus den Werten für die atmosphärische Deposition und dem direkten Eintrag über Pestizide, Hofdünger, Mineraldünger und Klärschlamm	135	Tab. 68	Empfehlung für Charakterisierung von «FSC-Wald» und «begrüntes Dach»	151
Tab. 54	Ökofaktor für Blei in Boden in UBP/g Blei	136	Tab. 69	Ökofaktor für den Abbau von Kies in UBP/g Kies	153
Tab. 55	Ökofaktor für Cadmium in Boden in UBP/g Cadmium	136	Tab. 70	Berechnung der Gewichtungsfaktoren aus den Wasserverbrauch- zu Wasserangebotsverhältnissen für die verschiedenen Wasserknappheitskategorien	156
Tab. 56	Ökofaktor für Kupfer in Boden in UBP/g Kupfer	137	Tab. 71	Ökofaktor für den Verbrauch von schweizerischem Süsswasser in UBP/m ³ Süsswasser	156
Tab. 57	Ökofaktor für Zink in Boden in UBP/g Zink	137	Tab. 72	Ökofaktoren für die Süsswassernutzung in Regionen mit unterschiedlicher Wasserknappheit in UBP/m ³ Süsswasser	157
Tab. 58	Ökofaktor für die Emission von Pflanzenschutzmitteln in den Boden in UBP/g Wirkstoffmenge PSM	140			
Tab. 59	Ökofaktoren ausgewählter Pestizide	141			

Tab. 73 Ökofaktor für Süßwasser unbekannter oder undifferenzierter Herkunft in UBP/m ³ Süßwasser – abgeleitet aus der Wasserknappheit in OECD Ländern	157	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.
Tab. 74 Zuordnung einiger Länder zu den Wasserknappheitskategorien	159	Amann M., Klaasen G., Schöpp W. 1991: UN/ECE Workshop on exploring European Sulfur Abatement Strategies – Background Paper. International Institute for Applied System Analysis (IIASA).
Tab. 75 Ökofaktor für Kohlenstoff in Reaktordeponieabfällen in UBP/g C. Zudem sind Ökofaktoren für durchschnittliche Schlacke und übrige Reaktordeponieabfälle aufgeführt	161	Angehrn D. 2001: Keine Pflanzenschutzmittel im Trinkwasser. In: Gas, Wasser, Abwasser, 81(12), pp. 3–8. http://www.bwg.admin.ch/themen/geologie/d/pdf/gwapsm.pdf .
Tab. 76 Ökofaktor für die Einlagerung von Sonderabfällen in Untertagedeponien in UBP/g und UBP/cm ³ Abfall	163	ARE 2004: Externe Lärmkosten des Strassen- und Schienenverkehrs der Schweiz, Aktualisierung für das Jahr 2000. Bundesamt für Raumentwicklung, Bern.
Tab. 77 Ökofaktor für kurzlebige schwach und mittelaktive radioaktive Abfälle (SMA) ins Endlager in UBP/cm ³ SMA Abfall	166	AUE 2005: Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS): Jahresbericht 2004. Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, from www.aue.bs.ch/rheinberichte .
Tab. 78 Ökofaktor für langlebige und/oder hochaktive radioaktive Abfälle ins Endlager in UBP/cm ³ Abfall	166	BAG, BUWAL, BLW, BVET, seco and EDA 2003: Das Vorsorgeprinzip aus schweizerischer und internationaler Sicht: Synthesepapier der interdepartementalen Arbeitsgruppe «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).
Tab. 79 Umrechnungsfaktoren für die Emissionen von Stickstoff- und Phosphorverbindungen und für COD/DOC	168	BFE 2004: Schweizerische Gesamtenergiestatistik 2003. Bundesamt für Energie, Bern.
Tab. 80 Ökofaktoren für Treibhausgase und ozonschichtzerstörende Substanzen	169	Bfs 2001: Bodennutzung im Wandel, Arealstatistik Schweiz. Bundesamt für Statistik (Bfs), Neuchâtel, from http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/news/publikationen.Document.49861.pdf .
Tab. 81 PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)	172	BFS 2006: Bevölkerungswachstum und demografische Alterung: ein Blick in die Zukunft. Hypothesen und Ergebnisse der Bevölkerungsszenarien für die Schweiz 2005–2050. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.
Tab. 82 Pflanzenschutzmittel	173	BLW 2000: Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern, retrieved Mai.
Tab. 83 Ökofaktoren für Landnutzung	177	BLW, BUWAL 1998: Konzept zur Verminderung der Phosphorbelastung von oberirdischen Gewässern aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Bundesamt für Landwirtschaft
Tab. 84 Ökofaktoren für Süßwasserverbrauch in den OECD Staaten	179	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.
Literatur		Braunschweig A. 1982: Ökologische Buchhaltung für eine Stadt. Rüeegger Verlag, Chur.
Aerni H.-R., Kobler B., Rutishauser B.V., Wettstein F.E., Fischer R., Giger W., Hungerbühler A., Marazuela M.D., Peter A., Schönenberger R., Vögeli A.C., Suter M.J.-F., Eggen R.I.L. 2004: Combined Biological and Chemical Assessment of Estrogenic Activities in Wastewater Treatment Plant Effluents. In: Anal. Bioanal. Chem., 378: pp. 688–696.		

British Nuclear Group 2005: Monitoring our Environment: Discharges and Monitoring in the UK Annual Report 2004, Sellafield, from <http://www.britishnucleargroup.com/>.

BUWAL 1989: Ozon in der Schweiz. 101. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL 1991: Ökobilanz von Packstoffen Stand 1990: 132. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL 1995: Vom Menschen verursachte Schadstoffemissionen 1900–2010: 256. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, from <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00384/index.html?lang=de>.

BUWAL 1996a: Luftreinhaltekonzept des Bundesrates: Stand der Realisierung und Ausblick September 1996: 272.

BUWAL 1996b: Schwebestaub, Messung und gesundheitliche Bewertung. 270. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL 1996c: Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen. 273. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 1997a: Dioxine und Furane: Standortbestimmung, Beurteilungsgrundlagen, Massnahmen. 290. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 1997b: NABEL, Luftbelastung 1996. Messresultate des nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe. 286. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 1999a: Nationale Standards für die Waldzertifizierung in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, retrieved Juni 1999.

BUWAL 1999b: Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt. 308. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 2000a: Daten der Erhebung für den Vollzug des Gewässerschutzgesetzes, Stand 1.1.2000. retrieved, retrieved Date from <http://www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/01295/01296/01297/index.html?lang=de>.

BUWAL 2000b: 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 2001a: Erläuterungen zur Verordnung vom 1. Juli 1998 über Belastungen des Bodens (VBBö). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 2001b: Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen. Umwelt-Materialien Nr. 136. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL 2001c: PM10: Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen, und Massnahmen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Abteilung Luftreinhaltung und NIS, Bern, retrieved 29. März 2001.

BUWAL 2002: Umwelt Schweiz 2002. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL 2003a: Abfallstatistik 2002: 186. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 2003b: Benzol in der Schweiz. 350. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 2003c: Grundwasser. Schweiz Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 2003d: Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Environmental Documentation No. 169. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL 2003e: Reduktion der Umweltrisiken von Düngern und Pflanzenschutzmitteln. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 2003f: VOC-Immissionsmessungen in der Schweiz 1991–2001: 163.

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, retrieved 11.3.2004.

BUWAL 2005a: Emissionen gemäss Excel-File Tab. 256+ rev. NC4 Stand 9. August 2005. Andreas Liechti.

BUWAL 2005b: Emissionen nach CO₂-Gesetz und Kyoto-Protokoll. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, retrieved 25.05.2005 http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/oekonomie/klima/daten/CO2-statab8_04/1.pdf

BUWAL 2005c: Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz: Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene. 384. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL 2005d: Weiterentwicklung des Luftreinhaltekonzepts: Stand, Handlungsbedarf, mögliche Massnahmen. SRU 379. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

- BUWAL, BWG 2004: NAQUA – Grundwasserqualität in der Schweiz 2002/2003. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, from <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00371/index.html?lang=de>.
- BUWAL, BWG, EAWAG 2000: NADUF Messresultate 1977–1998 Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer. 319, Bern.
- Chèvre N. 2003: Synthese Ökotoxizität: Risikobewertung von sechs verschiedenen Substanzen, die in Schweizer Flüssen vorkommen. Fischnetz. EAWAG, Dübendorf.
- Dinkel F., Stettler C. 2004: Aktualisierung und Erweiterung Methode UBP – Beurteilung ARA. Carbotech, Basel.
- 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, from <http://www.ecoinvent.ch>.
- Dones R. 2003: Kernenergie. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz (ed. Dones R.). Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from <http://www.ecoinvent.ch>.
- EKRA 2000: Entsorgungskonzept für radioaktive Abfälle. Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle, retrieved 10. August 2005 from http://www.entsorgungsnachweis.ch/pictures/dokumente/ekra_schlussbericht.pdf.
- EPA 2000: Chloroform. Environmental Protection Agency, from <http://www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/chlorofo.html>.
- EPA 2006: Consumer Factsheet on: Benzo(a)pyrene. Environmental Protection Agency, from http://www.epa.gov/safewater/contaminants/dw_contamfs/benzopyr.html.
- Esbjerg P., Petersen B.S. 2002: Effects of reduced pesticide use on flora and fauna in agricultural fields. 58, from http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2002/87-7972-111-7/html/default_eng.htm.
- FAO 2005: Aquastat: FAO's Information System on Water and Agriculture. retrieved 24. August 2005 2005, retrieved Date from <http://www.fao.org/ag/aql/aglw/aquastat/dbase/index.stm>.
- FAW, Eidg. Forschungsanstalt Wädenswil and Bundesamt für Landwirtschaft 1999: Pflanzenbehandlungsmittel: Verzeichnis 1999. EDMZ, Bern, Wädenswil, retrieved 4. from <http://www.acw.admin.ch/aktuell/>.
- FOEN 2006: Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990-2004, National Inventory Report and CRF tables 2006. Submission to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Federal Office for the Environment, Bern, draft version, file INV04_4.xls, January 2006
- 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., Jungbluth N., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Hellweg S., Hischer R., Humbert S., Margni M., Nemecek T. 2007: Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, from <http://www.ecoinvent.ch>.
- Graz 1993: Deklaration über die Reduktion von Emissionen der Ozonvorläufersubstanzen, Graz, retrieved 23. August 1993.
- 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. 2001: 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, from <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html>.
- 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, from <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/suppl7/index.php>.
- IARC 1999: Chloroform. In: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, 73, pp. 131, from <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol73/index.php>.
- 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, from <http://www.iksr.org/>.
- IKSR 2004: Vergleich des Istzustandes des Rheins 1990 bis 2001 mit den Zielvorgaben. IKSR Nr. 143d. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Bern, from <http://www.iksr.org/>.

International Organization for Standardization (ISO) 2000: Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment. European standard EN ISO 14042, 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 Date from http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/.

Jäckli H., Schindler C. 1986: Möglichkeiten der Substitution hochwertiger Alluvialkiese durch mineralische Rohstoffe. Schweizerische Geotechnische Kommission (Hrsg.), Bern.

Jenk H. 2005: Bestimmung von Dieselrussemissionen (ed. Steiner R.).

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, from http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/stobio/boden/nabo/anhang_128_sr54.pdf.

KFW 2002: Bericht zur Standortwahl Wellenberg. Kantonale Fachgruppe Wellenberg, retrieved 10. August 2005 from http://www.uns.ethz.ch/people/associated/thomasfl/publ/KFW_Standort.pdf.

Köllner T. 2001: Land Use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality. Dissertation Nr. 2519. Universität St. Gallen, Hochschule für Wirtschafts-, Rechts- und Sozialwissenschaften (HSG), St. Gallen.

Köllner T., Scholz R. 2007: 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, from <http://dx.doi.org/10.1065/lca2006.12.292.1>.

Koschenz M., Pfeiffer A. 2005: Potenzial Wohngebäude Energie- und Gebäudetechnik für die 2000-Watt-Gesellschaft. Faktor, Zürich.

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.

Künzler 2004: Evaluation von Massnahmen zur Luftreinhaltung, Technischer Bericht. BUWAL, retrieved Juli 2004.

Lippmann M. (ed.) 2000: Environmental Toxicants (2nd edition). John Wiley, New York, retrieved Date from

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.

NAGRA 2002: Projekt Opalinuston: Konzept für die Anlage und den Betrieb eines geologischen Tiefenlagers.

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, from <http://www.oecd.org/dataoecd/20/43/1934154.pdf>.

OECD 2004: Key environmental indicators. OECD Environment Directorate, Paris, retrieved 16.06.2005 from <http://www.oecd.org/dataoecd/32/20/31558547.pdf>.

OSPAR Commission 2003: Liquid discharges from nuclear installations in 2001. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London, retrieved 10.03.2006 from http://www.ospar.org/v_publications/download.asp?v1=p00177.

OSPAR Commission 2004: Liquid discharges from nuclear installations in 2002: OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London, retrieved 10.03.2006 from http://www.ospar.org/v_publications/download.asp?v1=p00206.

OSPAR Commission 2005: Liquid discharges from nuclear installations in 2003. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London, retrieved 10.03.2006 from http://www.ospar.org/v_publications/download.asp?v1=p00224.

OSPAR Commission 2006: Nutrients in the Convention Area: Assessment of Implementation of PARCOM Recommendations 88/2, 89/4 and 92/7.

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 12.11.2004 from http://www.ospar.org/v_measures/browse.asp?menu=0051041600000_0_000000_000000.

- OSPAR Convention 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 05.04.2006 <http://www.iur-uir.org/en/projects/id-8-ospar-convention-for-the-protection-of-the-marine-environment-of-the-north-east-atlantic> <http://www.jncc.gov.uk/pdf/comm07N10.pdf>
- Prashun V., Sieber S. 2005: Changes in diffuse phosphorus and nitrogen inputs into surface waters in the Rhine watershed in Switzerland. In: *Aquat. Sci.*, 67: pp. 363–371.
- Prêtre S. 1996: Gutachten zum Besuch um Rahmenbewilligung für ein SMA Endlager am Wellenberg, Würenlingen, retrieved 31. Mai 1996.
- Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz 1996: Festlegung der Ökofaktoren. Basis für die Kostenwirksamkeitsberechnungen in den Bereichen Landwirtschaft, Luftreinhaltung und Abwasserreinigung. INFRAS, Zürich.
- PSI 1996: Gutachten zum Gesuch um Rahmenbewilligung für ein SMA-Endlager am Wellenberg. Paul Scherrer Institut, Villigen, retrieved 10. August 2005 from <http://www.ensi.ch/fileadmin/deutsch/files/Wellenberg96.pdf>.
- Raumplanungsamt Kt. Zug 2005: Kiesabbau im Kanton Zug 2004, Zug.
- Reimann S., Folini D., Stemmler K., Schaub D., Buchmann B. 2004: Kontinuierliche Messung von halogenierten Treibhausgasen auf dem Jungfraujoch (HALCLIM2): 1. Zwischenbericht. EMPA, Dübendorf.
- Rubli S., Jungbluth N. 2004: Materialflussanalyse für die Schweiz (Machbarkeitsstudie). Wertstoff-Börse GmbH, ESU-services im Auftrag des Bundesamtes für Statistik, Uster.
- Rubli S., Jungbluth N., Demarne A.-M.M. 2005: Materialflussrechnung für die Schweiz: Machbarkeitsstudie. Bestellnummer: 672-0500-05 / ISBN: 3-303-02089-2. Wertstoff-Börse GmbH, ESU-services im Auftrag des Bundesamtes für Statistik, Uster, from http://www.esu-services.ch/cms/fileadmin/download/Ruebli-2005-Matflussrechn_CH.pdf.
- 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.
- Schweizerischer Bundesrat 1997: Botschaft zum Bundesgesetz über die Reduktion der CO₂-Emissionen, Bern, retrieved 17. März 1997.
- Schweizerischer Bundesrat 1999: Bericht über die lufthygienischen Massnahmen des Bundes und der Kantone. 99.077, retrieved 23.6.1999.
- Schweizerischer Bundesrat 2002a: Strategie Nachhaltige Entwicklung 2002. IDARio, Bundesamt für Raumentwicklung, Bern.
- Schweizerischer Bundesrat 2002b: Strategie Nachhaltige Entwicklung 2002; Technischer Teil: Massnahmenblätter. Bundesamt für Raumentwicklung, Bern.
- Select Committee on Science and Technology 1999: Management of Nuclear Waste. The United Kingdom Parliament, London, retrieved 18.04.2006 from <http://www.parliament.the-stationery-office.co.uk/pa/ld199899/ldselect/ldsctech/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.
- 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.
- Spreng D.T., Semadeni M. 2001: Energie, Umwelt und die 2000 Watt Gesellschaft. CEPE Centre for Energy Policy and Economics Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, from <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=incoll&nr=420>.
- Udo de Haes H.A. (ed.) 1996: Towards a methodology for life cycle impact assessment. Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Brussels, retrieved.
- UGZ 2003: Kanzerogene Luftschadstoffe in der Stadt Zürich. Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich, Zürich, from <http://www3.stzh.ch/internet/ugz/home/dokumente/berichte.html>.
- UNECE 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, retrieved 30. November 1999.
- UNEP 2000: The Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer. United Nations Environment Programme.
- von Arx R. 2005: Persönliche Mitteilung zu den zwanzig nach Tonnen meistverkauften Wirkstoffen 2002. BUWAL.
- Würsten F. 2003: Der lange Weg zur 2000-Watt-Gesellschaft: Die Weichen werden schon heute gestellt. In: *ETH Life*, Zürich.
- 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.