

Metodika - Stanovení měrných emisí pro různé technologie výroby a přepravy vodíku metodou LCA

Odborná zpráva k projektu CK02000044

**Jiří Štefanica
Pavel Horák
Aleš Doucek**

© **ÚJV Řež, a. s.**, Hlavní 130, Řež, 250 68 Husinec, Česká republika

Údaje v tomto dokumentu nesmí být kopírovány ani předány dalším stranám bez písemného souhlasu ÚJV Řež, a. s.

Evidenční číslo dokumentu: ÚJV 15017

Revize: 0

Autor: Jiří Štefanica

Vedoucí oddělení: Aleš Doucek

Ředitel divize/úseku: Martin Vacovský

Číslo zakázky: CK02000044

Číslo projektu: CK02000044

Číslo smlouvy: 21D0003

Autoři metodiky

Jiří Štefanica, Pavel Horák, Aleš Doucek

Lektorovali

Předkládaná metodika zasahuje do dvou oblastí – oblasti environmentálních analýz za použití metodiky Posuzování životního cyklu LCA, a do oblasti vodíkových technologií. Z tohoto důvodu byl pro lektorování metodiky vybrán jeden odborník z oblasti environmentálních analýz prof. Ing. Vladimír Kočí, Ph.D., MBA, a jeden odborník z oblasti vodíkových technologií Ing. Tomáš Němec, Ph.D. Tak je možné zajistit správné posouzení předkládané metodiky z obou hledisek.

- 1) prof. Ing. Vladimír Kočí, Ph.D., MBA

je vedoucím Ústavu udržitelnosti a produktové ekologie na VŠCHT v Praze. Ve své odborné činnosti se věnuje environmentálním dopadům lidské činnosti, environmentálním vědám a především produktové ekologii. Je odborníkem na metodu posuzování životního cyklu produktů, kterou v České republice rozvíjí. Ve svých projektech rozvíjí ekodesign a další nástroje snižování nepříznivých dopadů lidské činnosti na životní prostředí. Kromě práce na řadě vědeckých projektů spolupracuje s dalšími univerzitami, mnoha průmyslovými podniky, s neziskovými organizacemi i se samosprávou ČR. Je členem rady vlády pro klimatické změny.

- 2) Ing. Tomáš Němec, Ph.D.

je absolventem Fakulty jaderné a fyzikálně inženýrské v doktorském programu Aplikace přírodních věd. Od roku 2006 pracuje v Ústavu termomechaniky AVČR. Podílel se na budování laboratoře pro testování vodíkových palivových článků v NTC (Nové technologie - výzkumné centrum) ZČU v Plzni. V roce 2021 založil v ÚT AVČR Laboratoř vodíkových technologií, která se věnuje syntéze a analýze katalytických nanomateriálů pro vodíkové palivové články, elektrolyzéry, ukládání vodíku, superkapacitory a senzory plynů. Jako zástupce ÚT AVČR se podílí na aktivitách v HYTEP (Česká vodíková technologická platforma) a EERA (European Energy Research Alliance - program Fuel Cells and Hydrogen).

Program **Doprava 2020+**

Poděkování

Certifikovaná metodika CK02000044-V2 byla vytvořena v rámci projektu CK02000044 „Progresivní rozvoj vodíkového hospodářství v dopravě ČR“ řešeného s finanční podporou Technologické Agentury České republiky 2021 – 2023 v rámci programu Doprava 2020+.

Obsah

1	Definice pojmů a termínů	12
2	Cíl metodiky	15
3	Metodika LCA – Posuzování životního cyklu	16
3.1	Oblasti environmentálních problémů	16
3.1.1	Kategorie dopadu, oblast ochrany	16
3.1.2	Úbytek materiálových surovin, energetických surovin a vody	17
3.1.3	Zábor a využívání krajiny	17
3.1.4	Globální oteplování a klimatická změna	18
3.1.5	Úbytek stratosférického ozonu	18
3.1.6	Fotochemicky podmíněný vznik ozonu	18
3.1.7	Acidifikace prostředí	19
3.1.8	Eutrofizace vod a půd	19
3.1.9	Toxicita vůči člověku a lidské zdraví	20
3.1.10	Ekotoxicita	20
3.2	Indikátory kategorií dopadu	21
3.2.1	Kauzální řetězec kategorie dopadu	21
3.2.2	Indikátor kategorie dopadu	21
3.2.3	Charakterizace na midpointové a endpointové úrovni	22
3.3	Přehled metodik hodnocení environmentálních dopadů v LCA	23
3.3.1	CML	23
3.3.2	EDIP	24
3.3.3	Kombinované metodiky	25
3.4	Popis metodiky PEF	27
3.4.1	Metodický rámec metody PEF	28
3.4.2	Princip metodiky PEF	29
3.4.3	Postup výpočtu environmentálních indikátorů metodou PEF	33
3.4.3.1	Obecný postup charakterizace	33
3.4.3.2	Normalizace a vážení	40
4	Metodický rámec posuzování environmentálních dopadů technologií výroby a přepravy vodíku metodou LCA	43
4.1	Stanovení cílů a rozsahu analýzy	43
4.1.1	Volba funkční jednotky a referenčního toku	43
4.1.2	Stanovení hranic systému	44
4.1.3	Popis a vymezení analyzovaných variant	45
4.1.4	Další předpoklady a zjednodušení	45
4.2	Inventarizace	46

4.2.1	Sběr dat	47
4.3	Posouzení environmentálních dopadů	47
4.3.1	Stanovení významných kategorií dopadu (kategorií měrných emisí)	48
4.4	Interpretace výsledků	50
5	Stanovení měrných emisí	51
5.1	Hodnoty měrných emisí pro vybrané technologie výroby vodíku	52
5.2	Hodnoty měrných emisí pro vybrané způsoby dopravy vodíku	53
5.3	Hodnoty měrných emisí pro kompresi vodíku	54
5.4	Doporučení pro uživatele metodiky ze státní správy	55
5.4.1	Závěry výzkumné zprávy ÚJV 14982.....	55
5.4.1.1	Výroba vodíku.....	55
5.4.1.2	Doprava vodíku.....	56
5.4.1.3	Výroba, komprese a doprava vodíku.....	57
5.5	Doporučení pro uživatele metodiky ze státní správy - shrnutí.....	58
6	Vliv úniků zemního plynu při těžbě.....	60
6.1	Odhad množství úniků zemního plynu při těžbě	60
6.2	Environmentální dopady úniků zemního plynu při těžbě	61
7	Postup rozboru nejistoty výsledků.....	62
8	Zdůvodnění novosti postupů	64
9	Popis uplatnění	65
10	Seznam publikací a studií, které předcházely metodice	66
11	Literatura	67
12	Přílohy	71
12.1	Doklad o certifikaci metodiky.....	71

Seznam zkratek

A(P)	Acidification (Potencial), česky Acidifikace (Potenciál acidifikace), midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
ADP	Abiotic Depletion Potencial, česky Potenciál úbytku abiotických surovin, součást kategorie dopadu Úbytek surovin, midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
AEL	Alkalický elektrolyzér
CC	Climate Change, česky Klimatická změna (Změna klimatu), midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
CZmix	Elektřina ze současného energetického mixu České republiky
CZ mix 2050	Elektřina z energetického mixu České republiky v roce 2050
ČR	Česká republika
DALY	Disability Adjusted Life Year, česky ztracené roky života upravené nejen na úmrtí, ale také na roky života při nižším než plném zdraví
DP	Databázový proces
E(P)	Eutrophication (Potencial), česky Eutrofizace (Potenciál eutrofizace), midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
EK	Evropská komise
EPA	Environmental Protection Agency, česky Agentura pro ochranu životního prostředí, federální vládní agentura USA
ET	Ecotoxicity, česky Ekotoxicita, midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
FAETP	Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potencial, Potenciál sladkovodní ekotoxicity, součást kategorie dopadu ekotoxicita – viz zkratka ET
FSETP	Freshwater Sediment Ecotoxicity Potencial, Potenciál ekotoxicity sladkovodních sedimentů, součást kategorie dopadu ekotoxicita – viz zkratka ET
FV	Fotovoltaická elektrárna
GW	Global Warming, česky Globální oteplování, alternativní název pro Klimatickou změnu CC (viz CC)
GWP	Global Warming Potential, česky Potenciál globálního oteplování, fyzikální veličina vyjadřující radiační působení daného plynu ve vztahu CO ₂
HH	Human Health, česky Lidské zdraví, endpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
HT(P)	Human Toxicity (Potencial), česky Humánní toxicita (Potenciál Humánní toxicity), midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1

JE	Jaderná elektrárna
LCA	Life Cycle Assesment, česky Posuzování životního cyklu
LCI	Life Cycle Inventory, sada hmotnostních a energetických vstupů a výstupů systému
LCIA	Life Cycle Impact Assesment, česky Posouzení dopadů životního cyklu, výpočet environmentálních dopadů dle zvolených metodik
LU	Land Use, česky Využívání krajiny, midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
MAETP	Marine Ecotoxicity Potencial, Potenciál mořské ekotoxicity, součást kategorie dopadu ekotoxicita – viz zkratka ET
MSETP	Marine Sediment Ecotoxicity Potencial, Potenciál ekotoxicity mořských sedimentů, součást kategorie dopadu ekotoxicita – viz zkratka ET
ODP	Ozone Depletion Potencial, česky Potenciál vyčerpání ozonové vrstvy, midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
PCR	Product Category Rules, česky Pravidla produktové kategorie, mezinárodně uznávaná pravidla pro tvorbu LCA analýz konkrétních produktů
PEF	Product Environmental Footprint, metodika pro hodnocení environmentálních dopadů v LCA doporučovaná Evropskou komisí (označovaná také jako EF Environmental Footprint)
PEFCR (OEFCR)	Product (Organisation) Environmental Footprint Category Rules, mezinárodně uznávaná pravidla provádění LCA analýz pro metodiku PEF
PEM	Proton Exchange Membrane, neboli typ elektrolyzéro s membránou propouštějící protony
POC(P)	Photochemical Ozone Creation (Potencial), česky Tvorba fotochemického ozonu (Potenciál tvorby fotochemického ozonu) také označována jako Fotochemický smog, midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
PRBP	Parní reforming bioplynu
PRZP	Parní reforming zemního plynu
RD	Resource Depletion, česky Spotřeba surovin, midpointová environmentální kategorie dopadu, podrobný popis v Kapitole 3.1
SOEL	Solid oxide electrolyzer, neboli typ elektrolyzéro s tuhými oxidy, také označovaný jako vysokoteplotní elektrolyzér
TETP	Terrestrial Ecotoxicity Potencial, Potenciál půdní ekotoxicity, součást kategorie dopadu ekotoxicita – viz zkratka ET
VOC	Volatile Organic Compound, česky Těkavá organické látky

Úvod

Doprava představuje klíčové odvětví jednak svým významem pro ekonomiku, ale také kvůli produkci významných environmentálních dopadů. V současnosti narůstá snaha snižovat tyto dopady používáním alternativních způsobů pohonu vozidel – ať už se jedná o elektromobily, vozidla s hybridním pohonem nebo vozidla na syntetická obnovitelná paliva. Vodík je pro mobilitu využitelný ve dvou variantách – jako syntetické palivo ve spalovacím motoru (méně obvyklá varianta), anebo jako varianta elektromobility, kdy je elektřina pro pohon vozidla získávána elektrolýzou vodíku, což pomáhá odstranit některé nevýhody klasických elektromobilů (např. omezený dojezd a dlouhé nabíjení baterie). Navíc, vodík vyrobený elektrolýzou pomocí plně obnovitelné elektřiny je podle nejnovější evropské legislativy považován za obnovitelné palivo nebiologického původu.

Každý druh paliva/pohonu vozidla, včetně vodíku, se v různých fázích svého životního cyklu podílí na tvorbě environmentálních dopadů. Pro rozvoj vodíkové mobility je důležité minimalizovat environmentální dopady v rámci celého životního cyklu, aby nedocházelo pouze k přesunu environmentálních dopadů na jiné (méně viditelné) místo. Pro komplexní zhodnocení environmentálních dopadů daného paliva, včetně jeho dopravy k uživateli, je tedy nutné zvolit holistickou komparativní metodu, která bude zahrnovat celý životní cyklus tzv. od kolébky do hrobu. Jednou z mála v současnosti dostupných analytických metod schopných postihnout jak různá stádia životního cyklu paliv, tak hodnotit různé typy environmentálních dopadů je metoda Posuzování životního cyklu – Life Cycle Assessment (dále ve zkratce LCA). LCA je informační analytický nástroj s jehož pomocí lze vyčíslit potenciální dopady na životní prostředí určitého produktového systému či služby. LCA se obecně řídí postupy uvedenými v mezinárodních normách ČSN EN ISO 14040 [1] a ČSN EN ISO 14044 [2].

Mimo těchto velmi obecně formulovaných norem existují tzv. Pravidla produktové kategorie Product Category rules (PCR) [3] a Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR [4], které konkretizují postupy tvorby LCA pro jednotlivé kategorie produktů. Vodík v databázi PCR ani PEFCR bohužel není zahrnut ani jako palivo, ani obecněji jako chemická látka. V současnosti tedy neexistuje ucelená metodika hodnocení environmentálních dopadů produkce vodíku, ať už pro použití v dopravě nebo pro jiné použití, která by shrnovala specifické problémy a limity spojené s různými způsoby jeho výroby.

Autoři tohoto dokumentu si kladli za cíl vypracovat robustní metodický rámec, který bude zahrnovat postupy výše zmíněných ISO norem, a zároveň se bude zaměřovat na detailní specifika jednotlivých způsobů výroby vodíku pro použití v dopravě. Většina metodiky je použitelná i pro jiné aplikace vodíku, jen je nutné mít paměti možné odlišnosti v požadované čistotě a tlaku (a tedy například neporovnávat technologie výroby a úpravy vodíku, když je výsledný vodík různého tlaku a čistoty). Pro jednotlivé technologie výroby vodíku jsou v metodice vypracovány doporučené postupy pro hodnocení environmentálních dopadů v celém životním cyklu. Vzhledem k zaměření na vodík v dopravě jsou součástí metodiky také postupy pro posouzení environmentálních dopadů různých způsobů dopravy vodíku na plnicí stanice včetně komprese vodíku na potřebný plnicí tlak.

Jedním z hlavních cílů této metodiky je stanovení měrných emisí výroby a dopravy vodíku. Pod pojmem měrné emise jsou uvažovány emise různých znečišťujících látek vztažené na 1 kg produktu (vodíku). Vzhledem k založení této metodiky na LCA analýze jsou za tyto měrné emise považovány jednotlivé environmentální kategorie dopadu LCIA metodiky PEF 3.0. Patří sem i některé environmentální kategorie dopadu, které nejsou emisemi – např. *Spotřeba surovin* a *Spotřeba vody* (tyto kategorie dopadu by bylo vhodnější nazývat např. měrné spotřeby surovin). Autoři si jsou toho vědomi, přesto je pro zjednodušení dále v textu používán souhrnný termín měrné emise pro označení všech těchto kategorií – tedy měrných emisí i měrných spotřeb. Metodika dále obsahuje hodnoty měrných emisí, kterých dosahují vybrané technologie výroby a dopravy vodíku, které byly v předchozí fázi projektu CK02000044 modelovány a publikovány ve výzkumné zprávě ÚJV 14982.

První dvě kapitoly metodiky popisují základní pojmy používané v metodice a hlavní cíle předkládané metodiky. Třetí kapitola popisuje základní principy pro hodnocení environmentálních dopadů metodou Posuzování životního cyklu (LCA), včetně detailního popisu metodiky PEF [4] (doporučována EK pro hodnocení environmentálních dopadů výrobků, služeb a institucí). V kapitole 4 jsou shrnuty hlavní principy metodického rámce posuzování environmentálních dopadů technologií výroby a dopravy vodíku, které vycházejí ze zkušeností získaných při zpracovávání výzkumné zprávy ÚJV 14982. V páté kapitole předkládané metodiky je navržen postup určení měrných emisí, kapitola dále obsahuje přehled hodnot měrných emisí pro vybrané technologie výroby a dopravy vodíku, které byly stanoveny na základě postupů uvedených v metodice a vycházejí z výzkumné zprávy ÚJV 14982, a hlavní závěry a doporučení pro uživatele metodiky ze státní správy. Šestá kapitola obsahuje odhad úniků zemního plynu při jeho těžbě a způsob, jakým je možné tyto úniky do analýzy zahrnout (v současných databázových procesech a hodnotách tyto úniky nejsou do modelu zahrnuty – relevantní pouze pro variantu výroby vodíku pomocí parního reformingu zemního plynu). Sedmá kapitola popisuje způsob hodnocení nejistoty výsledků analýzy. V osmé kapitole jsou shrnuty všechny inovativní postupy, které metodika obsahuje oproti normám ČSN EN ISO 14040 [1] a ČSN EN ISO 14044 [2]. V deváté kapitole je popsán doporučený popis předpokládaného uplatnění metodiky.

1 Definice pojmů a termínů

Alokace

Postup rozdělení dopadů procesu mezi několik vstupů či výstupů.

Elementární tok

Materiálový či energetický tok překračující hranice systému; příčina vyvolávající zátěž životního prostředí.

Endpoint

Tzv. konečný bod kategorie dopadu. Environmentální dopady na úrovni endpointu jsou vyjádřené jako konečný dopad, tedy jako důsledek působení emitovaného množství látek.

Environmentální mechanismus

Systém fyzikálních, chemických a biologických procesů dané kategorie dopadu dávající do souvislosti výsledky inventarizační analýzy životního cyklu, indikátory kategorie a konečné body kategorie (endpoint).

Environmentální stopa

Metrika, která kvantifikuje potenciální environmentální dopady spojené s výrobou produktů a služeb.

Funkční jednotka

Kvantifikovaný výkon produktového systému, procesu nebo organizace, který slouží jako referenční jednotka. Je-li referenční jednotka stanovena jako množství produktu (hmotnost, objem), označuje se jako deklarovaná jednotka.

Hranice systému

Soubor kritérií specifikujících, které jednotkové procesy jsou částí produktového systému nebo činností organizace.

Charakterizační faktor

Faktor, převzatý z charakterizačního modelu, používaný pro přepočet přiřazeného výsledku inventarizační analýzy životního cyklu na společnou jednotku indikátoru kategorie. Společná jednotka umožňuje výpočet výsledku indikátoru kategorie.

Charakterizační model

Způsob popisu účinku elementárního toku na danou kategorii dopadu.

Indikátor kategorie dopadu

Kvantifikovatelné vyjádření kategorie dopadu. Pro lepší srozumitelnost lze použít kratší výraz "indikátor kategorie".

Inventarizace

Výsledek inventarizační analýzy včetně seznamu a množství jednotlivých elementárních toků, které jsou využitelné při posuzování dopadů.

Inventarizační analýza LCI

Fáze posuzování životního cyklu zahrnující shromažďování a kvantifikaci vstupů a výstupů produktu během jeho životního cyklu.

Jednotkový proces

Nejmenší prvek uvažovaný v inventarizační analýze životního cyklu, pro který jsou kvantifikovány vstupní a výstupní údaje

Kategorie dopadu

Třída reprezentující aktuální environmentální problémy, ke kterým mohou být výsledky inventarizační analýzy životního cyklu přiřazeny.

Midpoint

Tzv. střední bod kategorie dopadu. Environmentální dopady na úrovni midpointu jsou vyjádřené jako množství vypuštěné referenční látky, např. v kg CO₂eq pro kategorii dopadu *Klimatická změna*.

Normalizace

Vztažení výsledku indikátoru kategorie dopadu k referenční hodnotě.

Odpad

Látky nebo předměty, které vlastník chce nebo má odstraňovat.

Posuzování životního cyklu LCA

Shromažďování a vyhodnocování vstupů, výstupů a potenciálních dopadů produktového systému na životní prostředí během jeho životního cyklu.

Pravidla produktové kategorie

Soubor specifických pravidel, požadavků a směrnic pro vypracování environmentálních prohlášení typu EPD pro jednu nebo více produktových kategorií. Pravidla produktové kategorie odpovídají ISO 14044 [2].

Proces

Soubor vzájemně souvisejících nebo vzájemně se ovlivňujících činností, které přeměňují vstupy ve výstupy.

Produkt

Zboží nebo služba definovaná funkční jednotkou. V kontextu této metodiky se jedná o produkci vodíku na parametrech pro využití v dopravě a jeho dopravu na čerpací stanice.

Produktová kategorie

Skupina produktů nebo služeb, které mohou plnit rovnocenné funkce.

Produktový systém

Soubor jednotkových procesů s elementárními a produktovými toky plnící jednu nebo více definovaných funkcí, který modeluje životní cyklus produktu.

Referenční tok

Všechny výstupy z procesů v daném produktovém systému požadované pro splnění funkce vyjádřené funkční jednotkou

Vážení

Vážení je vyjadřování významnosti kategorií dopadu s ohledem na ekonomicko-sociální hlediska. I v případě, kdy jsou dva různé výsledky indikátoru kategorie dopadu po normalizaci stejné, nemusí být stejně závažný jejich společenský význam.

Vedlejší produkt

Kterýkoliv ze dvou nebo více produktů vycházejících ze stejného jednotkového procesu nebo produktového systému.

Životní cyklus

Po sobě jdoucí a provázaná stadia produktového systému od těžby nebo získávání surovin z přírodních zdrojů ke konečnému odstraňování.

2 Cíl metodiky

Předkládaná metodika má dva hlavní cíle:

- 1) Poskytnout podrobný návod pro hodnocení environmentálních dopadů technologií výroby a dopravy vodíku metodou LCA (Posuzování životního cyklu). Dále, na základě daného postupu stanovit měrné emise jednotlivých technologií výroby a dopravy vodíku. Metodika obsahuje i hodnoty měrných emisí pro vybrané technologie výroby a dopravy vodíku.
- 2) Pomocí přehledu měrných emisí vybraných technologií poskytnout státní správě (zejména MD, ale i MŽP, MPO, případně dalším subjektům) doplňkový informativní nástroj o očekávaných environmentálních dopadech technologií výroby a dopravy vodíku. Přehled měrných emisí je dále doplněn o shrnutí hlavních závěrů a doporučení výzkumné zprávy ÚJV 14982 pro uživatele metodiky ze státní správy.

3 Metodika LCA – Posuzování životního cyklu

3.1 Oblasti environmentálních problémů

3.1.1 Kategorie dopadu, oblast ochrany

Environmentální zátěž, vyvolávaná lidskou společností, se netýká pouze některých environmentálních problémů či pouze některých složek prostředí. V případě posuzování potenciální environmentální zátěže určité lidské aktivity či aktivit, je třeba k tomuto hodnocení přistoupit komplexně a nezaměřovat se pouze na vybrané environmentální problémy. V praxi se může stát, že nástroje vedoucí ke snížení jednoho typu environmentální zátěže způsobují jiný typ zátěže buď na jiném místě, v jiné složce prostředí, v jiném čase či v jiném typu environmentálního dopadu. Podrobný popis zmíněných „jiných“ typů environmentálních dopadů je předmětem této kapitoly.

Kategorie dopadu je problém v životním prostředí, jenž je způsobován lidskou činností a ke kterému umíme přiřadit kauzální příčinu, obvykle antropogenního původu.

Obecně lze kategorie dopadu rozdělit do dvou základních skupin na kategorie surovinové a kategorie intervenční. Surovinové kategorie dopadu představují úbytek dostupnosti potřebných materiálových či energetických surovin abiotického i biotického původu. Intervenční kategorie jsou založeny na zaústřování specifických emisí (například toxických látek, skleníkových plynů) či jiných typů stresorů (odpadní teplo, radioaktivní látky) do životního prostředí s pozorovaným následným nepříznivým účinkem.

Další dělení kategorií dopadu je možné na základě jejich geografického rozsahu na globální, regionální a lokální. Vedle termínu kategorie dopadu (angl. impact category) se můžeme setkat i s termínem oblast ochrany se zkratkou AoP (angl. area of protection).

Mezi základní kategorie dopadu, či oblasti ochrany se dnes řadí následující environmentální děje [5]:

- *Úbytek materiálových surovin*
- *Úbytek energetických surovin*
- *Spotřeba vody*
- *Zábor a využívání krajiny*
- *Globální oteplování a klimatická změna*
- *Úbytek stratosférického ozonu*
- *Fotochemický podmíněný vznik ozonu*
- *Acidifikace prostředí*
- *Eutrofizace vod a půd*
- *Toxicita vůči člověku a lidské zdraví*

- *Ekotoxicita*

3.1.2 Úbytek materiálových surovin, energetických surovin a vody

Kategorie dopadu *Úbytek surovin* (angl. Resources Depletion) zahrnuje vliv produktového systému na nevratné využívání neobnovitelných surovin, a na spotřebovávání obnovitelných zdrojů jako je voda, lesy, zemědělská půda a podobně. Lidská společnost často využívá neobnovitelné zdroje nevratným způsobem, například spaluje fosilní paliva, čímž znemožňuje jejich využití v budoucnosti. Lidé využívají některé kovy tak intenzivně, že v několika příštích desetiletích může dojít k vyčerpání jejich rud. U obnovitelných zdrojů dochází nadměrnou spotřebou k vyčerpávání obnovitelné kapacity přírody. To vede nejen k poklesu dostupnosti požadované suroviny, ale rovněž k narušování či k destrukci ekosystémů. Místem účinku kategorie dopadu úbytek surovin je z přírodního hlediska celá planeta Země, ze socioekonomického pohledu pak globální trh.

Nepříznivým důsledkem nadměrné spotřeby surovin je především jejich potenciální nedostatek v budoucnosti. K využívání surovin se často negativně přidružují environmentální dopady těžby a přidružených operací. Tyto činnosti ovšem nemohou být logicky zahrnovány do dopadů kategorie spotřeby surovin, ale do dopadů dalších ovlivněných kategorií dopadu. U obnovitelných surovin se k možnému vyčerpání suroviny přidružují i další následné nepříznivé environmentální dopady jako je pokles kvality ekosystémů, vyhynutí dalších biologických druhů a podobně. Zdroje surovin dělíme na obnovitelné a neobnovitelné, a na biotické a abiotické.

V současné době se *Úbytek surovin* jako specifická kategorie dopadu vyjadřuje jako tři rozdílné kategorie [5]:

1. *Úbytek minerálních surovin $ADP_{elements}$ (angl. Abiotic Depletion);*
2. *Úbytek fosilních surovin ADP_{fossil} ;*
3. *Spotřeba vody (angl. Water Scarcity).*

3.1.3 Záběr a využívání krajiny

Kategorie dopadu *Využívání krajiny* (angl. Land Use) patří v metodě LCA mezi relativně nová témata. Mnoho otázek souvisejících s aplikací této kategorie dopadu v praxi dosud nebylo vyřešeno. Ocenění krajiny je do značné míry subjektivní záležitost, a proto dosud nebyl přijat obecný konsenzus k vyjádření její hodnoty ani ke způsobům charakterizace jednotlivých typů lidských zásahů. Klíčovou otázkou zůstává, které faktory jsou důležité pro hodnocení kvality krajiny. Charakterizace, seskupování a vážení jednotlivých zásahů do krajiny je stále kontroverzním tématem a předmětem výzkumu. [5]

3.1.4 Globální oteplování a klimatická změna

Kategorie *Globální oteplování a Klimatická změna* (angl. Global Warming, Climate Change) popisuje posilování skleníkového jevu atmosféry Země emisemi plynů schopných zadržovat v atmosféře energii. Příčinou posilování skleníkového jevu jsou především emise CO_2 a metanu. Známe dalších cca 50 látek, které se rovněž na posilování skleníkového jevu podílejí. Jedním z důsledků posilování skleníkového jevu je změna klimatu. Změny klimatu mohou být vyvolány i jinými příčinami, než je posilování skleníkového jevu. I člověk dokáže regionální klima změnit například změnou hydrologického režimu a charakteru krajiny. Tato kategorie dopadu je však svázána pouze s účinky látek posilující skleníkový jev. Tyto látky mají v atmosféře vyšší radiační účinnost a tím energii v atmosféře kumulují. [5]

3.1.5 Úbytek stratosférického ozonu

Úbytek stratosférického ozonu (angl. Ozone Depletion Potential, ODP) vede k většímu pronikání slunečního UV záření na zemský povrch, což negativně ovlivňuje zdraví lidí, kvalitu přírodního prostředí, přírodních zdrojů i lidských výtvorů. Stratosférický ozon je molekulou vytvářející účinný štít před pronikáním škodlivého UV záření o vlnových délkách 280 - 320 nm (UV-B složka záření) na zemský povrch. Ačkoli se jedná z atmosférického hlediska co do množství o stopovou látku, hraje ozon pro udržení života na Zemi klíčovou roli. Ozon je rovněž velmi důležitý v radiační bilanci stratosféry a tím i pro stav klimatu Země. Pohlcováním ultrafialového záření Slunce působí ozon na teplotní strukturu stratosféry a následně na dynamické procesy zde probíhající, a chrání tím život na Zemi. Narušení ozonosféry se proto může projevit změnami regionálního a globálního klimatu a může mít přímé biologické následky. V možnosti ovlivňování biologických procesů spočívá vysoké potenciální nebezpečí antropogenních zásahů do ozonosféry.

Člověk může porušit rovnováhu stratosférického ozónu řadou činností, čímž poruší procesy rozkladu O_3 ve stratosféře. V současné době je pozornost soustředěna především na antropogenní zásahy do NO_x , ClO_x a BrO_x cyklů, a za nejdůležitější narušovatele ozonosféry se považují halogenované uhlovodíky, metan a oxidy dusíku. Jedná se o látky, jež jsou za normálních podmínek teploty a tlaku v plynném skupenství. Z hlediska složení se jedná o látky obsahující chlor či brom, tyto látky jsou v atmosféře stabilní s dlouhým poločasem rozpadu, který umožňuje jejich transport až do stratosféry. [5]

3.1.6 Fotochemicky podmíněný vznik ozonu

Vznik troposférického ozonu, někdy označovaný jako *Fotochemický smog* (angl. photochemical ozone creation, POC) je kategorií dopadu související se vznikem nepříznivě působícího ozonu a dalších reaktivních látek v přízemní vrstvě atmosféry. Vyšší koncentrace troposférického ozonu působí toxicky na živé organismy a oxidačními reakcemi se podílí na narušování materiálů. Přízemní ozon vzniká chemickými reakcemi za přítomnosti slunečního záření, oxidů dusíků

a těkavých organických látek (angl. Volatile Organic Compound, VOC). V lokalitách s nízkou intenzitou vzdušného proudění může následně docházet k nárůstu koncentrace ozonu a dalších látek schopných oxidačními reakcemi narušovat zdraví lidí, rostlin, živočichů i vlastnosti některých materiálů.

Mezi látky podílející se na rozvoji fotochemického smogu patří kromě samotného ozonu skupina různých nestabilních oxidujících látek vznikajících při reakcích VOC s kyslíkatými sloučeninami (především OH radikál, peroxoradikál HO₂) a s oxidy dusíku NO_x. Mezi významné toxické sloučeniny s toxickými účinky patří do této skupiny látek řadíme peroxyacetylnitrát PAN, peroxid vodíku, radikál peroxidu vodíku a další radikály vznikající jako meziprodukty oxidačních reakcí.

Ke vzniku fotooxidantů dochází v místech s vysokou intenzitou dopravy (především osobní a nákladní automobilová doprava) a v místech s vysokou průmyslovou aktivitou. Dalšími emisními zdroji přispívajícími k této kategorii dopadu jsou nátěrové hmoty a lepidla, těžba, transport a rafinace ropy, spalovací procesy, průmysl včetně potravinářského a další. [5]

3.1.7 Acidifikace prostředí

Acidifikace (angl. Acidification, A) je proces okyselování půdního nebo vodního prostředí způsobený nárůstem koncentrace vodíkových kationů, protonů. Acidifikace je způsobena vypouštěním kyselinotvorných látek do atmosféry, vody a půdy. Kyselinotvorné látky jsou především takové látky, jež reakcí s vodou disociují a uvolňují do prostředí proton H⁺, který je nositelem kyselých účinků. Kyselinotvorné látky se v případě vzdušných emisí dostávají suchou a vlhkou depozicí, srážkami, do dalších složek prostředí jako jsou půdy a povrchové vody. Kyselinotvorné látky působí nepříznivě na biologické tkáně rostlin, živočichů i bakterií a rovněž narušují materiály.

Acidifikace je environmentální dopad vedoucí ke snížení neutralizační kapacity prostředí. Jedná se o snížení množství látek v ekosystému schopných neutralizovat vodíkové ionty. K tomuto procesu dochází dvěma způsoby:

- 1) Přísunem vodíkových iontů, jež substituují jiné kationty následně vystupující ze systému (např. vyluhováním do podzemní vody).
- 2) Úbytkem kationů způsobeným příjmem rostlinami či jinou biomasou (např. intenzivní kácení lesů).

Ač je druhý způsob v některých oblastech velmi relevantní, není v současnosti pro hodnocení životního cyklu produktů podstatný. [5]

3.1.8 Eutrofizace vod a půd

Eutrofizace neboli úživnost (angl. Eutrophication, E) je proces obohacování prostředí živinami. Je to problém povrchových vod, půd a moří. Eutrofizace je přirozený jev, který v důsledku lidské

činnosti překročil v zasažených ekosystémech přijatelnou mez. Viditelným důsledkem eutrofizace je zarůstání povrchových sladkovodních i mořských vod vodním květem sinic a řas, nedostatek kyslíku ve vodách, změna druhového složení ekosystémů či zhoršená kvalita zdrojů pitné vody.

Emise komunálních a průmyslových odpadních vod byly jedním z prvních všeobecně známých environmentálních problémů. Přítomnost bakteriálně rozložitelných látek v odpadních vodách umožňovala prudký nárůst mikrobiální aktivity, jehož důsledkem bylo spotřebování rozpuštěného kyslíku s následným úhynem ryb a dalších vodních organismů. Nedostatek kyslíku ve vodách byl prvním pozorovaným projevem zvýšeného množství živin ve vodách. Vedle biologicky rozložitelných látek jsou hlavní příčinou eutrofizace především emise nutrientů, látek obsahujících biodostupný dusík a fosfor a biologicky rozložitelných látek. [5]

3.1.9 Toxicita vůči člověku a lidské zdraví

Toxicita látky je schopnost vyvolávat i v malém množství poškození organismu. Toxické účinky lze rozdělit dle různých kritérií například na letální (způsobující smrt organismu) a subletální (ovlivnění životních funkcí či přirozených projevů), mutagenní, genotoxické, hepatotoxické, nefrotoxické, hemotoxické, imunotoxické, neurotoxické. Látky mohou působit narušením hormonálních funkcí nebo mohou ovlivnit reprodukční schopnosti organismu. Vztah látky a organismu je třeba chápat jako dynamický proces. Látka na organismus působí a organismus působí na látku, kterou mění a biotransformuje, obvykle do méně toxické rozpustné formy, čímž je umožněno snazší vylučování látky z organismu.

Kategorie dopadu *Humánní toxicita* (angl. human toxicity, HT) popisuje midpointovými charakterizačními faktory míru toxicity látek srovnáním jejich toxicity se zvolenou referenční látkou.

Kategorie dopadu *Lidské zdraví* (ang. Human Health, HH) je používána v endpointových modelech, a vyjadřuje dopady přímo na lidské zdraví například počtem let, o které je zkrácen průměrný věk dožití. Shrnuje účinky elementárních toků na zdravotní stav obyvatelstva. Elementární toky mohou ovlivňovat lidské zdraví různým způsobem. Některé působí toxicky, jiné vyvolávají respirační choroby, zvyšují četnost výskytu rakoviny a podobně. Vzhledem k tomu, že mechanismus působení různých látek na lidské zdraví je značně rozdílný, jedná se pro účely LCA o poměrně obtížně charakterizovatelnou kategorii dopadu. S vědomím značného zjednodušení v mechanismech vyjadřování podílu emisí jednotlivých elementárních toků na lidské zdraví, se snaží jednotlivé charakterizační modely vyjádřit vztah mezi množstvím emitovaných elementárních toků do prostředí a narušením lidského zdraví. [5]

3.1.10 Ekotoxicita

Kategorie dopadu *Ekotoxicita* (angl. Ecotoxicity, ET) představuje nepříznivé dopady toxických látek na přírodní ekosystémy. *Ekotoxicitou* nemíníme toxické účinky elementárních toků na

jednotlivé biologické druhy, ale jejich toxické působení na rovnováhu a funkčnost ekosystémů. Z tohoto důvodu jsou také sledovány jiné mechanismy účinků působení elementárních toků, než jako je tomu u kategorie dopadu humánní toxicita, kde se jedná o sledování účinků látek na člověka.

Mezi hlavní skupiny látek působící ekotoxicky patří kovy a organické látky obsažené v průmyslových, ale i komunálních odpadech. Významnou skupinou látek majících přímý vztah k LCA a zároveň působících ekotoxicky jsou biocidní látky. Aplikace pesticidních látek je přímo spojena se zemědělskou produkcí, tedy se zajišťováním surovin, jež jsou předmětem inventarizací v LCA. Vážným problémem jsou ekotoxické účinky látek na půdní ekosystémy. Zájem o ochranu biodiverzity půdních mikroorganismů dosud nedosáhl úrovně zájmu o ochranu jiných druhů organismů (ptáci, savci, rostliny) a je nedostatečný. [5]

3.2 Indikátory kategorií dopadu

3.2.1 Kauzální řetězec kategorie dopadu

Každá kategorie dopadu je vyvolávána určitou skupinou elementárních toků, tedy určitou skupinou látek či jiných stresorů. Například *Klimatickou změnu* způsobuje skupina tak zvaných skleníkových plynů, *Ekotoxicitu* posilují toxické látky, *Eutrofizaci* nutrienty a podobně.

Elementární tok vystupující z produktového systému a vstupující do životního prostředí začíná určitým způsobem vyvolávat děje v prostředí, které obvykle považujeme za nepříznivé. Posloupnosti dějů vyvolané elementárním tokem a končící pozorovanými účinky říkáme kauzální řetězec. Na začátku dopadového řetězce je zaústění elementárního toku do prostředí a na konci dopadového řetězce pozorujeme určitý environmentální účinek označovaný jako indikátor kategorie dopadu. [5]

3.2.2 Indikátor kategorie dopadu

Indikátor kategorie dopadu je měřitelná veličina s konkrétně definovanými jednotkami, pomocí které sledujeme, jak silně se daná kategorie dopadu v důsledku lidského zásahu rozvíjí. Indikátory kategorií dopadu jsou v principu dvojího druhu: midpointové a endpointové ¹.

Midpointový indikátor kategorie dopadu slouží jako měřítko schopnosti elementárního toku vyvolávat daný problém, a to obvykle ve srovnání s referenční látkou. Typickým midpointovým indikátorem je například vyjadřování míry příspěvku skleníkových plynů ke kategorii dopadu

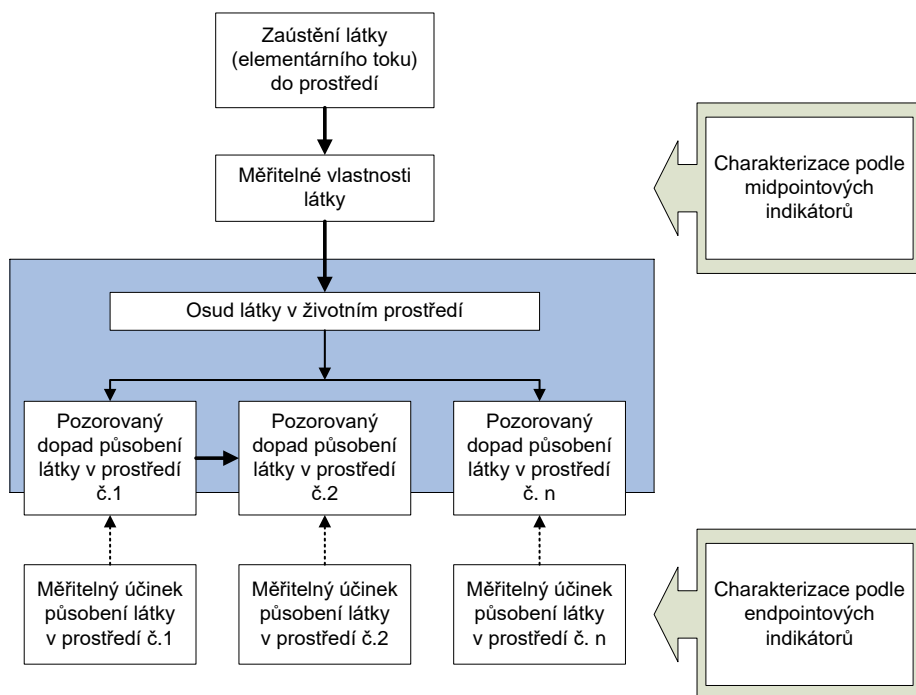
¹ V normách ČSN EN ISO 14044 a ČSN ISO/TR 14047 je termín midpoint přeložen jako střední bod kategorie dopadu a termín endpoint přeložen jako konečný bod kategorie dopadu.

Klimatická změna pomocí jejich schopnosti zadržovat v atmosféře energii (GWP). Referenční látkou pro tuto kategorii dopadu je CO₂.

Endpointový indikátor kategorie dopadu je měřitelná nebo vyčíslitelná (například i ekonomicky) hodnota určitého jevu, jež byl v prostředí vyvolán působením elementárního toku. Jako příklady si uveďme endpointy kategorie dopadu *Klimatická změna*, kdy pozorovaným účinkem je mimo jiné zvyšování průměrné teploty atmosféry, zvyšování hladiny světového oceánu, změna délky vegetačních období, geografický rozsah výskytu zvolených živočišných či rostlinných druhů, zvýšení úmrtnosti lidí v důsledku zvětšení rozlohy malarických oblastí a podobně. [5]

3.2.3 Charakterizace na midpointové a endpointové úrovni

Charakterizace je postup, jak vyjadřovat vliv elementárních toků na určitou kategorii dopadu. Každý charakterizační model je definován na základě konkrétního environmentálního mechanismu s použitím odpovídajícího indikátoru kategorie dopadu, a to buď na úrovni midpointu či endpointu. V praxi se používají různé charakterizační modely, a to dokonce i pro stejné kategorie dopadu, což může být matoucí. Na základě volby indikátoru kategorie dopadu rozlišujeme midpointové kategorie dopadu či endpointové kategorie dopadu. Různé charakterizační metodiky mohou vliv jednotlivých látek na stejné kategorie dopadu charakterizovat odlišným způsobem. Nelze proto vzájemně porovnávat výsledky charakterizace kategorií dopadu z různých charakterizačních modelů.



Obrázek 1 Znáornění principu charakterizace pomocí midpointů a endpointů (6)

Midpointové charakterizační modely jsou založené na hodnocení měřitelných vlastností látek představujících elementární toky a jejich srovnání se zvolenou referenční látkou. Tyto charakterizační modely sice nevyčíslují reálné škody v prostředí a jejich výsledky se hůře interpretují na reálné prostředí, mají však robustnější přírodovědný základ. Tyto charakterizační modely vyjadřují míru působení látek podle jejich určité vlastnosti, kterou mají společnou a která je určující pro jejich působení na danou kategorii dopadu.

Jasně definovaný a měřitelný vztah mezi elementárním tokem a indikátorem kategorie dopadu slouží k poměrně přesnému vyčíslení účinků elementárních toků na danou kategorii dopadu. Vztahy mezi elementárním tokem a indikátorem kategorie dopadu jsou založeny na chemicko-fyzikálních vlastnostech či biologických účincích. Míra působení dané látky se vyjadřuje ekvivalentním množstvím zvolené referenční látky, například kg CO₂ ekvivalentů.

Endpointové charakterizační modely se snaží vyčíslit vztah mezi elementárním tokem a konečným projevem poškození životního prostředí. Používají k tomu endpointové indikátory kategorií dopadu. Výhodou těchto charakterizačních modelů je možnost slučování výsledků působení mnoha elementárních toků do menšího počtu kategorií dopadů. Výsledky endpointových charakterizačních modelů bývají srozumitelnější pro širší veřejnost. Hlavní nevýhodou těchto modelů je vysoká míra nejistot daná tím, že modely předpokládají značné zjednodušení poměrně komplexních jevů v prostředí. [5]

3.3 Přehled metodik hodnocení environmentálních dopadů v LCA

Nejedná se o úplný výčet metodik, které se v kontextu LCA ve světě používaly či používají. Následující výčet má ukázat metodiky mající vztah k evropskému prostoru a metodiky, které výrazně formovaly Evropskou komisí doporučenou metodiku PEF, o které bude detailněji pojednáno v Kapitole 3.4.

3.3.1 CML

CML-IA (z hol. Centrum voor Milieukunde, CML, a ang. Impact Assessment, IA) je metodika LCIA navržená v Centru životního prostředí univerzity v Leidenu v Nizozemí (Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden, CML) [5] – V. Kočí. Environmentální dopady: Posuzování životního cyklu. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2013.

[6].

Jedná se o metodu LCIA založenou na midpointových indikátorech kategorií dopadu. Míra poškození každé kategorie dopadu je tady vyjadřována v ekvivalentech referenční látky vyvolávající stejnou míru poškození.

První verze metodiky CML označovaná CML 96 vznikla v roce 1996. CML 96 charakterizuje účinky elementárních toků na následující kategorie dopadu: *Acidifikace, Akvatická ekotoxicita, Eutrofizace, Globální oteplování, Humánní toxicita, Vznik fotooxidantů, Půdní ekotoxicita*. Novější verze, označovaná jako CML-IA, je postavena na stejném midpointovém principu, zahrnuje však větší počet kategorií dopadu. Vzhledem k lepšímu rozpracování metody ve verzi CML-IA a vzhledem ke skutečnosti, že autoři provádějí aktualizaci charakterizačních faktorů již pouze pro metodiku CML-IA, používá se již jen verze CML-IA [5] – V. Kočí. Environmentální dopady: Posuzování životního cyklu. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2013.

[6].

Tabulka 1 Přehled kategorií dopadu metodiky CML-IA[5] – V. Kočí. Environmentální dopady: Posuzování životního cyklu. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2013.

[6]

Kategorie dopadu	Charakterizační faktor	Jednotka výsledku indikátoru kategorie dopadu
Základní kategorie dopadu		
Úbytek abiotických surovin	<i>ADP</i>	kg Sb-eq
Využívání krajiny		m ² /rok
Globální oteplování	<i>GWP</i>	kg CO ₂ -eq
Úbytek stratosférického ozónu	<i>ODP</i>	kg CFC11-eq
Humánní toxicita	<i>HTP</i>	kg DCB-eq
Ekotoxicita na sladkovodní ekosystémy	<i>FAETP</i>	kg DCB-eq
Ekotoxicita na mořské ekosystémy	<i>MAETP</i>	kg DCB-eq
Ekotoxicita terestrických ekosystémů	<i>TETP</i>	kg DCB-eq
Ekotoxicita sladkovodních sedimentů	<i>FSETP</i>	kg DCB-eq
Ekotoxicita mořských sedimentů	<i>MSETP</i>	kg DCB-eq
Vznik fotooxidantů	<i>POCP</i>	kg C ₂ H ₄ -eq
Acidifikace, okyselování	<i>AP</i>	kg SO ₂ -eq
Eutrofizace	<i>EP</i>	kg PO ₄ ³⁻ -eq
Dodatkové kategorie dopadu		
Úbytek obnovitelných surovin	<i>BDP</i>	kg <i>L. africana</i> -eq
Zápach	<i>Z</i>	m ³
Ionizační záření	<i>DF</i>	rok.kBq ⁻¹

3.3.2 EDIP

EDIP je jednou z prvních ucelených metodik LCIA hodnotících dopady různých elementárních toků na definované kategorie dopadu. Jedná se o metodiku LCIA založenou na midpointtech, vyjadřuje tedy dopady elementárních toků pomocí určitých vlastností společných pro elementární toky podílející se na stejné kategorii dopadu. Původní verze metodiky EDIP (angl. Environmental Design of Industrial Products) vznikla v Dánsku v roce 1997 a byla původně určena především pro LCA konkrétních výrobků a pro ekodesign. Ve své době se jednalo o velmi dobře propracovaný, konzistentní a široce užívaný model. Nevýhodou metodiky EDIP jsou přijatá

zjednodušení, která již v současnosti nejsou nutná, protože došlo k rozvoji a posunu znalostí v konkrétních oblastech.

Tabulka 2 Přehled kategorií dopadu metodiky EDIP 97 (6)

Kategorie dopadu	Charakterizační faktor	Jednotka výsledku indikátoru kategorie dopadu
Úbytek obnovitelných a neobnovitelných surovin		kg jednotlivých surovin
Globální oteplování	<i>GWP₁₀₀</i>	kg CO ₂ -eq
Úbytek stratosférického ozónu	<i>ODP</i>	kg CFC11-eq
Ekotoxicita akutní akvatická	<i>AETPa</i>	m ³ vody
Ekotoxicita chronická akvatická	<i>AETPch</i>	m ³ vody
Ekotoxicita chronická, půdní	<i>TETPch</i>	m ³ půdy
Humánní toxicita, emise do vzduchu	<i>HTP_{vzduch}</i>	m ³ vzduchu
Humánní toxicita, emise do půdy	<i>HTP_{půda}</i>	m ³ půdy
Humánní toxicita, emise do vody	<i>HTP_{voda}</i>	m ³ vody
Produkce odpadů		kg jednotlivých typů odpadů (nebezpečný, radioaktivní, velkoobjemový)
Acidifikace, okyselování	<i>AP</i>	kg SO ₂ -eq
Eutrofizace	<i>EP</i>	kg NO ₃ ⁻ -eq
Vznik fotooxidantů	<i>POCP</i>	kg C ₂ H ₄ -eq – dvě varianty high-NO _x a low-NO _x

Pokročilá verze metodiky publikovaná v roce 2003 používá jak midpointy tak endpointy. Ve srovnání s předchozí verzí poskytuje EDIP 2003 endpointové charakterizační faktory a dále rozpracovává problematiku prostorové lokalizace charakterizačních faktorů. Významným posunem metodiky EDIP 2003 je zahrnutí modelů expozice a transportu látek v prostředí i u regionálních a lokálních kategorií dopadu. EDIP 2003 zahrnuje podstatně delší část dopadového systému jednotlivých elementárních toků a poskytuje tedy reálnější obraz o míře jejich působení na dané kategorie dopadu. Jelikož jsou metodiky EDIP 97 a EDIP 2003 principiálně odlišné, nelze jejich výsledky vzájemně porovnávat. Tyto metodiky nejsou slučitelné a ani nevyjadřují environmentální dopady ve stejných jednotkách. Autoři metodiky doporučují nadále používat již pouze EDIP 2003.(6)

3.3.3 Kombinované metodiky

S rozvojem praxe vypracovávání LCA studií začala být poptávka po kombinovaném hodnocení, umožňujícím vyjádřit potenciální environmentální dopady jak na midpointové, tak na endpointové

hladině. Tomuto požadavku vyšli vstříc autoři metodik IMPACT 2002+ a následně ReCiPe. Tyto dvě metodiky otevřely nový směr přístupu k hodnocení environmentálních dopadů, který se následně použil i v aktuální metodice PEF.

Tyto metodiky kombinují výhody charakterizačních modelů založených na midpointových indikátorech s výhodami charakterizačních modelů založených na indikátorech endpointových. IMPACT 2002+ vyjadřuje dopady elementárních toků na 14 midpointových kategoriích dopadu a na 4 endpointové kategorie dopadu. Koncepce kombinovaných metodik vychází z předpokladu, že vliv jednoho elementárního toku v dopadovém řetězci může být vyjádřen současně na midpointové i endpointové úrovni kategorií dopadu. Stejně jako se jeden elementární tok může podílet na více kategoriích dopadu, může mu být přiřazeno více indikátorů kategorií dopadu. Z tohoto důvodu používá IMPACT 2002+ pro každý jeden elementární tok tři různé charakterizační faktory. V následujících tabulkách uvádíme informativně přehled kategorií dopadů v metodikách IMPACT 2002+ a ReCiPe.(6)

Tabulka 3 Přehled charakterizačních faktorů metodiky IMPACT2002+ (6)

Kategorie dopadu	Midpointová úroveň, jednotka	Endpointová úroveň, jednotka
Humánní toxicita	HTP, kg C ₂ H ₃ Cl-eq	HDF, DALY/kg
Respirační choroby	kg PM _{2,5} -eq	DALY/kg
Ionizační záření	Bq C-14-eq	DALY/kg
Úbytek stratosférického ozónu	ODP, kg CFC-11-eq	DALY/kg
Vznik troposférického ozónu	kg C ₂ H ₄ -eq	DAL/kg
Akvatická ekotoxicita	AETP, kg TEG-eq	PAF×m ³ ×rok/kg
Terestrická ekotoxicita	TETP, kg TEG-eq	PAF×m ³ ×rok/kg
Akvatická acidifikace	kg SO ₂ -eq	PAF×m ³ ×rok/kg
Akvatická eutrofizace	kg PO ₄ ³⁻ -eq	PAF×m ³ ×rok/kg
Acidifikace a eutrofizace půd	kg SO ₂ -eq	PAF×m ³ ×rok/kg
Užívání krajiny	m ² orná půda-eq	PAF×m ³ ×rok/kg
Globální oteplování (500 let)	GWP, kg CO ₂ -eq	-
Neobnovitelná energie	kg ropa-eq	MJ
Spotřeba minerálů	kg železo-eq	MJ

Tabulka 4 Kategorie environmentálních dopadů, metodiky ReCiPe (6)

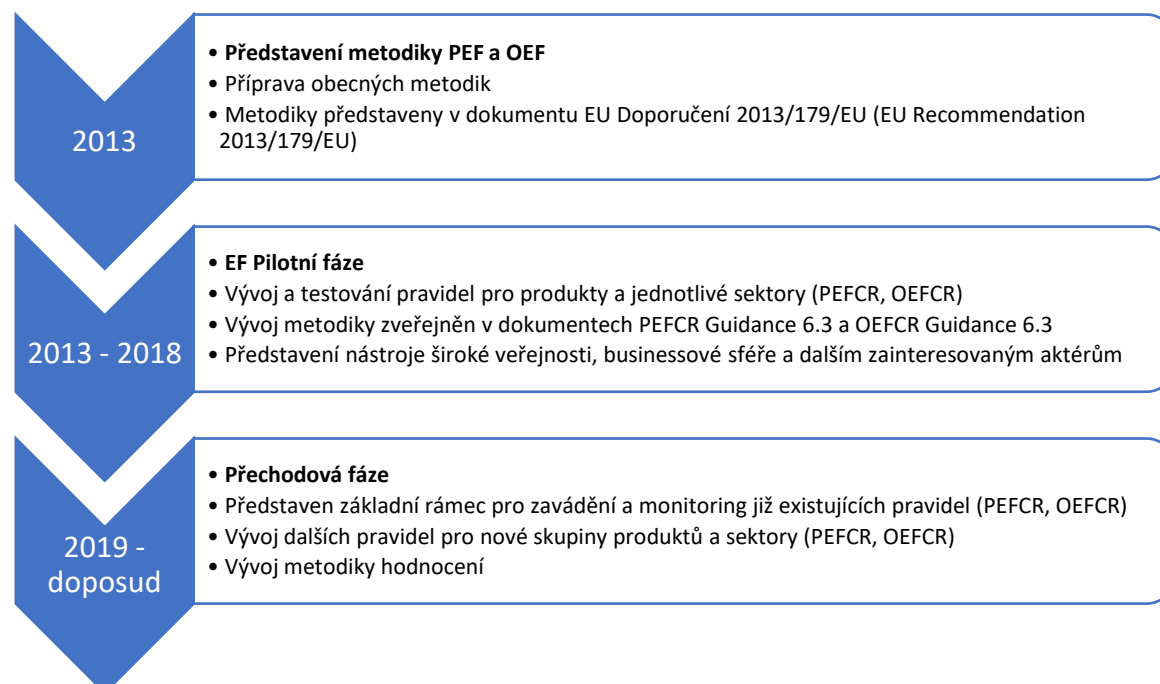
Kategorie dopadu	Název midpointové kategorie dopadu anglicky, jednotka
Klimatické změny / Globální oteplování	Climate change, default, excl biogenic carbon [kg CO ₂ -Equiv.]
Spotřeba fosilních surovin	Fossil depletion [kg oil eq]
Sladkovodní ekotoxicita	Freshwater ecotoxicity [kg 1,4-DB eq]
Sladkovodní eutrofizace	Freshwater eutrophication [kg P eq]
Humánní toxicita	Human toxicity [kg 1,4-DB eq]
Mořská ekotoxicita	Marine ecotoxicity [kg 1,4-DB eq]
Spotřeba kovů	Metal depletion [kg Fe eq]
Ozonová díra	Ozone depletion [kg CFC-11 eq]

Tvorba prachových částic	Particulate matter formation [kg PM10 eq]
Tvorba troposférického ozonu	Photochemical oxidant formation [kg NMVOC]
Půdní acidifikace	Terrestrial acidification [kg SO ₂ eq]
Půdní ekotoxicita	Terrestrial ecotoxicity [kg 1,4-DB eq]
Mořská eutrofizace	Marine eutrophication [kg N-Equiv.]
Spotřeba vody	Water depletion [m ³]

3.4 Popis metodiky PEF

Z předchozích kapitol je zřejmé, že pro hodnocení environmentálních dopadů produktů či služeb existuje celá řada metodik. Avšak každá metodika hodnotí v různé šíři environmentální aspekty posuzovaných produktů, zohledňuje rozdílná kritéria, hranice posuzovaného systému, používá odlišné kategorie dopadu apod. Z tohoto důvodu je téměř nemožné porovnat obdobné produkty mezi sebou a vybrat z nich ten, který má např. nejmenší dopady. Nejen pro spotřebitele, kteří se rozhodují při nákupu na základě environmentálního profilu produktu, avšak také pro průmyslové aktéry a další subjekty, kteří kupř. vybírají dodavatele produktů, je množství metodik hodnocení environmentálních dopadů matoucí. Z tohoto důvodu Evropská komise představila v roce 2013 metodiku Environmentální stopa produktu (ang. Product Environmental Footprint, PEF) a Environmentální stopa organizace (ang. Organisation Environmental Footprint, OEF), které si kladou za cíl vytvoření sjednocující platformy pro hodnocení environmentálních dopadů na území Evropské unie [7].

Metodika PEF se stále vyvíjí. V minulé dekádě prošla pilotní fází, která poskytla celou řadu výsledků, na základě kterých je nyní připravována integrace metodiky do jednotlivých politik. Dle Evropské komise přispěje jednotná politika a sjednocené značení environmentálního profilu výrobku k podpoře používání ekoznačení a k transparentnímu způsobu jeho verifikace.



Obrázek 2 Vývoj metodiky PEF [11].

3.4.1 Metodický rámec metody PEF

Metodický rámec PEF je zásadním podkladem pro metodiku a její použití v praxi.

Metodický rámec metodiky PEF vychází z obecných požadavků pro posuzování životního cyklu a zahrnuje dílčí postupy, principy a doporučení, které jsou specifikovány v [12]:

- ISO 14040: Environmentální management – Posuzování životního cyklu - Zásady a osnova
- ISO 14044: Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Požadavky a směrnice
- ISO 14067: Skleníkové plyny – Uhlíková stopa produktů - Požadavky a směrnice pro kvantifikaci
- ILCD: International Reference Life Cycle Data System
- Ecological footprint
- WRI/ WBCSD - Product and Supply Chain Standards Greenhouse Gas Protocol
- BPX 30-323 - French Environmental Footprint
- PAS 2050- UK's Product Carbon footprint

Pro jednotné porovnání produktů či jednotlivých sektorů byly vytvořeny soubory pravidel, tzv. PEFCR [4] (ang. PEF Category Rules) pro produkty a OEFCR [9] (OEF Sectorial Rules) pro jednotlivé sektory. Tato pravidla definují, jak mají LCA studie vypadat, aby byla zajištěna porovnatelnost výrobků mezi sebou, neboť environmentální profily výrobků lze mezi sebou porovnávat, pouze pokud byly LCA studie připraveny podle stejné metodiky (pravidel). Pravidla jsou stanovena vždy pro určitou skupinu výrobků a slouží jako návody definující přesné náležitosti studie, jako je funkční jednotka, hranice systému, použité kategorie dopadu, aj.

Kromě souboru pravidel PEFCR (OEFCR) existuje také soubor pravidel PCR [8] (Pravidla produktové kategorie). Hlavní rozdíl mezi těmito dvěma databázemi pravidel provádění LCA analýz je, že zatímco PCR bylo stanoveno pro environmentální značení III. typu (vychází z normy ISO 14025 [10]) a je aplikovatelné na všechny LCIA metodiky, tak PEFCR bylo připraveno čistě pro LCIA metodiku PEF. Oba soubory pravidel vychází z metodik ČSN EN ISO 14040 [1] a 14044 [2].

PEFCR/OEFCR poskytují konkrétní vodítko pro výpočet potenciálních dopadů životního cyklu konkrétních produktů na životní prostředí. Postup PEFCR/OEFCR nad rámec PEF zahrnují širší skupinu dokumentů a norem [7],[13].

Cílem PEFCR [12] je zajistit reprodukovatelnost, relevanci a konzistenci studií PEF pro různé produkty. Existuje obecná metodika pro tvorbu PEFCR, a specifické PEFCR jsou ve fázi zpracování. Pro oblast výroby vodíku zatím není zpracována komplexní PEFCR z důvodu velké šíře problematiky a relativně malého rozšíření vodíkových technologií.

PEFCR zavádějí zásadu významnosti, což znamená, že oproti studiím PEF se zaměřují na ty aspekty a parametry, které jsou při určování vlivu daného produktu na životní prostředí nejdůležitější. Tímto způsobem se sníží čas, úsilí a náklady nutné k provedení úplné analýzy. Jedním z hlavních přínosů metodických postupů PEFCR je postup určení a stanovení tzv. povinných procesů (minimálnímu počtu definovaných a požadovaných procesů při zpracování PEF studií pro konkrétní produkt či službu).

V obecné rovině lze zpracovávanou metodiku popsat jako metodický postup lokální PEFCR pro oblast výroby vodíku.

3.4.2 Princip metodiky PEF

Tato kapitola stručně shrnuje principy a zásady, které jsou uplatňovány při hodnocení environmentálních dopadů posuzování životního cyklu produktů ale i pro jiné typy hodnocení (například analýza materiálových toků) metodou PEF. Metodika PEF vykazuje komplexnost přes široké spektrum environmentálních problémů. Jedná se o kombinaci midpointového a endpointového přístupu.

Posuzování metodou PEF bere v úvahu dle potřeby všechny etapy životního cyklu produktu od získávání surovin až po jeho konečné odstranění. Tímto způsobem lze identifikovat možné přesuny environmentálních zátěží mezi jednotlivými etapami nebo jednotkovými procesy, příp. je možné těmto přesunům předejít. Vynechání a omezení se na jednu nebo několik etap životního cyklu je možné, avšak je potřeba tuto volbu odůvodnit.

Posuzování environmentálních dopadů se vždy vztahuje k funkční (případně deklarované) jednotce, ke které je stejným způsobem vztažen i výsledek.

Metodika PEF je založena primárně na přírodních vědách. S použitím sociálních a ekonomických vědních přístupů je do metodiky začleněno pouze vážení výsledků, které se provádí po předchozí normalizaci. Výsledky po vážení se vyjadřují v person equivalent.

Hodnocení environmentálních dopadů metodou PEF 3.0 je doporučováno Evropskou komisí pro hodnocení environmentální stopy produktů [14][15].

Následující tabulka shrnuje midpointové kategorie dopadu metodiky PEF 3.0. Pro přehlednost jsou v tabulce uvedeny i původní anglické názvy.

Tabulka 5 Kategorie environmentálních dopadů, metodika PEF 3.0 [7]

Kategorie dopadu	Anglický název	Model	Indikátor	Jednotka	Zdroj
Klimatická změna	Climate change	Bernský model – Potenciály globálního oteplování (GWP) v časovém horizontu 100 let.	Radiative forcing; GWP100	kg CO ₂ equivalent	Mezivládní panel pro změnu klimatu, 2007
Úbytek stratosférického ozonu	Ozone depletion	Model EDIP založený na potenciálech poškozování ozonové vrstvy od Světové meteorologické organizace za neomezený časový horizont.	Ozone Depletion Potencial, ODP	kg CFC-11 equivalent	WMO, 1999
Sladkovodní ekotoxicita	Ecotoxicity – fresh water	Model USEtox	Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTUe)	CTUe	Rosenbaum a kol., 2008
Humánní toxicita, kancerogenní účinky	Human Toxicity – cancer effects	Model USEtox	CTUh (Comparative Toxic Unit for humans)	CTUh	Rosenbaum a kol., 2008
Humánní toxicita, nekancerogenní účinky	Human Toxicity – non-cancer effects	Model USEtox	CTUh (Comparative Toxic Unit for humans)	CTUh	Rosenbaum a kol., 2008
Tvorba prachových částic	Particulate Matter/ Respiratory Inorganics	Model RiskPoll model	Human health effects associated with exposure to PM _{2.5} (kg PM _{2.5} equivalent)	Disease incidences	Humbert, 2009
Ionizační záření	Ionising Radiation – human health effects	Model účinků na lidské zdraví	Human exposure efficiency relative to U ²³⁵	kg U ²³⁵ equivalent (to air)	Dreicer a kol., 1995
Fotochemický smog	Photochemical Ozone Formation	Model LOTOS-EUROS	Tropospheric ozone	kg NMVOC equivalent	Van Zelm a kol., 2008, jak je použito v ReCiPe



Kategorie dopadu	Anglický název	Model	Indikátor	Jednotka	Zdroj
			concentration increase		
Acidifikace	Acidification	Model akumulovaného překročení	Accumulated Exceedance (AE)	mol H+ equivalent	Seppälä a kol., 2006; Posch a kol., 2008
Půdní eutrofizace	Eutrophication – terrestrial	Model akumulovaného překročení	Accumulated Exceedance (AE)	mol N equivalent	Seppälä a kol., 2006; Posch a kol., 2008
Sladkovodní eutrofizace	Eutrophication, freshwater	Model EUTREND	Fraction of nutrients reaching freshwater end compartment (P)	kg P equivalent	Struijs a kol., 2009, jak je použito v ReCiPe
Marinní eutrofizace	Eutrophication, marine	Model EUTREND	Fraction of nutrients reaching marine end compartment (N)	kg N equivalent	Struijs a kol., 2009, jak je použito v ReCiPe
Spotřeba vody	Resource Depletion – water	Švýcarský model ekologické vzácnosti	User deprivation potential (deprivation weighted water consumption)	m3 water use related to local scarcity of water	Frischknecht a kol., 2008
Spotřeba minerálních surovin	Resource Depletion – mineral, fossil	Model CML2002	Abiotic resource depletion (ADP ultimate reserves)	kg Sb equivalent	van Oers a kol., 2002
Spotřeba fosilních surovin	Resource use, fossils	Model CML2002	Abiotic resource depletion – fossil fuels (ADP fossil)	MJ	van Oers a kol., 2002

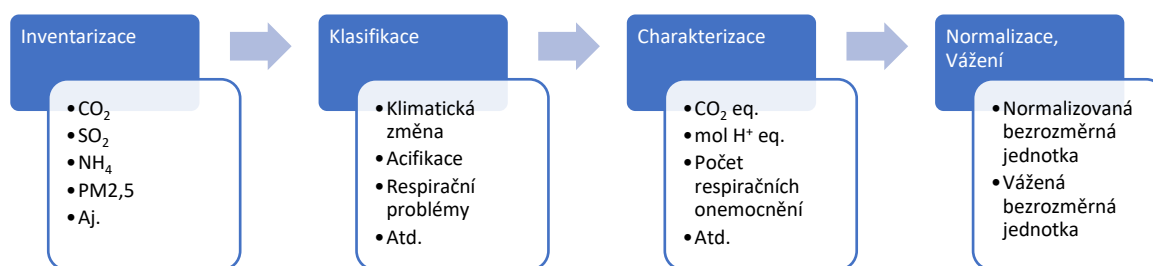


Kategorie dopadu	Anglický název	Model	Indikátor	Jednotka	Zdroj
Užití krajiny	Land use	Model půdní organické hmoty (SOM) Soil quality index (Biotic production, Erosion resistance, Mechanical filtration and groundwater replenishment	Bezrozměrný agregovaný index: kg biotic production/(m ² *a) kg soil/(m ² *a) m ³ water/(m ² *a) m ³ g. water/(m ² *a)	Pt	Milà i Canals a kol., 2007



3.4.3 Postup výpočtu environmentálních indikátorů metodou PEF

Kapitola popisuje co nejpodrobněji samotný proces výpočtu jednotlivých indikátorů kategorií dopadu metodou PEF. Jednotlivé fáze hodnocení environmentálního dopadu jsou představeny na Obrázek 3. Na základě metodiky PEF lze posuzovat produkt na úrovni inventarizace, která představuje jednotlivé materiálové a energetické toky, spotřebu zdrojů či produkci emisí a odpadů spojenou s životním cyklem produktu (např. CO₂). Dalším krokem je klasifikace, při které dochází k přiřazení jednotlivých toků ke kategoriím dopadu, které ovlivňují. Následně při charakterizaci jsou převedeny hodnoty všech materiálových a energetických toků na jednotky indikátorů kategorie dopadu (např. klimatická změna) pomocí charakterizačních faktorů. Výsledek indikátoru kategorie dopadu představuje míru potenciálního poškození dané kategorie dopadu. V rámci kroku normalizace jsou převedeny indikátory kategorií dopadu na bezrozměrnou veličinu, která je v posledním kroku vážena váhovým faktorem. (6)



Obrázek 3: Procesní schéma průběhu určení hodnot environmentálních indikátorů metodou PEF (6)

3.4.3.1 Obecný postup charakterizace

Charakterizace představuje přiřazení vstupujících a vystupujících materiálových a energetických toků z fáze inventarizace k jednotlivým kategoriím dopadu metody PEF. V tomto kroku dochází také k sečtení všech příspěvků dopadů v rámci každé kategorie. Pro převedení elementárních toků na indikátory kategorií dopadu slouží tzv. charakterizační faktory, které jsou pro každou látku specifické. Charakterizace je prováděna vynásobením množstvím dané látky daným charakterizačním faktorem [12].

Metodika PEF hodnotí environmentální dopady pomocí 16 kategorií dopadu (midpointových a endpointových – jedná se o kombinovanou metodiku). Tyto kategorie dopadu jsou blíže představeny v následujících podkapitolách. Hodnocení environmentálních dopadů spojených s výrobou a dopravou vodíku je vhodné provést pomocí všech kategorií dopadu metodiky PEF: *Klimatická změna*, *Úbytek stratosférického ozónu*, *Humánní toxicita* (karcinogenní a nekarcinogenní účinky), *Tvorba prachových částic*, *Fotochemický smog*, *Acidifikace*, *Půdní*

eutrofizace, Marinní eutrofizace, Sladkovodní eutrofizace, Sladkovodní ekotoxicita, Užití krajiny, Spotřeba minerálních a fosilních surovin, Spotřeba vody a Ionizační záření. Vynechání kategorií dopadu z hodnocení či použití pouze jedné kategorie může vést k značnému zjednodušení a následně pak k chybné interpretaci výsledků. Možnosti zjednodušení analýzy a zaměření na vybrané kategorie dopadu, na základě principu významnosti, jsou uvedeny v Kapitole 4.

3.4.3.1.1 Klimatická změna

Veličinou, popisující radiační působení jednotlivých skleníkových plynů, je potenciál globálního oteplování GWP. Velikost GWP určité látky je výslednicí jejich radiačního působení a jejich životnosti v ovzduší v daném časovém horizontu [16][17]. GWP vyjadřuje poměr mezi nárůstem absorpce energie infračerveného záření při stálé emisi 1 kg skleníkového plynu a nárůstem absorpce infračerveného záření při stálé emisi 1 kg CO₂. Nárůsty absorpce energie jsou integrovány v čase t pro koncentrace skleníkového plynu v atmosféře $c_{i,t}$ v době t po jejich emisi, kde a_i a a_{CO_2} představují radiační působení daného plynu a CO₂, způsobené nárůstem jejich koncentrace v atmosféře ve W/m²kg. GWP je měřítkem potenciálního příspěvku látky k zadržování energie v atmosféře, má jednotku kg CO₂-eq/kg a je definován následujícím vztahem.

Rovnice 1 Výpočet potenciálu globálního oteplování

$$GWP_{i,t} = \frac{\int_0^t a_i c_{i,t} dt}{\int_0^t a_{CO_2} c_{CO_2,t} dt}$$

3.4.3.1.2 Úbytek stratosférického ozónu

Kategorie dopadu *Úbytek stratosférického ozónu* se v LCA nejčastěji vyjadřuje pomocí midpointového indikátoru, kterým je rozklad molekul ozónu. Pro porovnávání vlivu různých plynů na rozklad stratosférického ozónu se používá charakterizační faktor potenciál úbytku stratosférického ozónu ODP [18][19]. ODP vyjadřuje účinnost látky v rozkladu ozónu ve srovnání s referenční látkou CFC-11 (CFCl₃) a je definován následujícím vztahem, kde $\delta[O_3]$ představuje změnu ve sloupci stratosférického ozónu způsobenou v rovnovážném stavu roční emisí látky i vztaženou k úbytku ozónu způsobenému stejným množstvím referenční látky CFC-11.

Rovnice 2 Výpočet potenciálu úbytku stratosférického ozónu ODP

$$ODP_i = \frac{\delta[O_3]_i}{\delta[O_3]_{CFC11}}$$

Jednotkou charakterizačního faktoru ODP je kg CFC11 eq/kg. ODP je pro různé látky definován vzhledem k ustálenému stavu ($t = \infty$), tedy dlouhodobě.

3.4.3.1.3 Humánní toxicita – karcinogenní a nekarcinogenní účinky

Kategorie *Humánní toxicita* (karcinogenní i nekarcinogenní účinky) se vyjadřuje pomocí midpointového indikátoru stanoveného v tzv. srovnávací toxické jednotce (CTUh). Jednotka

CTUh definuje zvýšení úmrtnosti (morbidity), počtu onemocnění, v celkové lidské populaci na jednotku hmotnosti emitovaného kontaminantu.

Rovnice 3 Výpočet indikátoru kategorie *Humánní toxicita* (karcinogení i negarcinogenní)

$$IS = \sum_i (CF_{Impact\ on\ human\ toxicity_i} \times M_i)$$

$$CF_{Impact\ on\ human\ toxicity_i} = FF_i \times XF_i \times EF_i$$

IS je skóre dopadu na toxicitu pro člověka vyjádřené na střední úrovni jako počet případů rakoviny nebo nenádorové choroby [případy], M_i je množství emise látky i , FF (Fate Factor), XF (Ecoexposure Factor) a EF (Effect Factor) i popisují chování chemických látek v životním prostředí a souvisejí s lidskými nebo ekologickými účinky (EF), specifikované v modelu USEtox a [15][20].

3.4.3.1.4 Tvorba prachových částic/ Respirační onemocnění

Kategorie dopadu *Tvorba prachových částic* se vyjadřuje pomocí endpointového indikátoru dopady na lidské zdraví (ang. impact on human health), který vyjadřuje míru zásahu na zdraví populace emisemi prachových částic (primárních a sekundárních polutantů). Jednotkou indikátoru kategorie dopadu je počet respiračních onemocnění vztažený na kg emitovaných prachových částic PM_{2,5}.

Prachové částice emitované do vzduchu jsou inhalovány exponovanou populací, u které mohou následně vyvolat riziko výskytu nemocí. Toto riziko se hodnotí přímo na základě koncentrace množství PM_{2,5} ve vzduchu.

Pro výpočet dopadu vlivu látky na lidské zdraví se používá charakterizační faktor ($CF_{Impact\ on\ human\ health}$), kde faktor přenosu (FF) představuje přenos a ztrátu množství emitované látky v prostředí, faktor expozice (XF) představuje denní množství inhalovaného vzduchu exponovanou populací, zatímco faktor odezvy na expozici /exposure-response slope/ (ERF) představuje změnu v úmrtnosti populace, faktor závažnosti /severity/ (SF) zohledňuje dopad na lidské zdraví vyjádřená v letech života, kdy je jedinec omezen onemocněním či o které je ochuzen vlivem předčasného úmrtí [21],[22].

Rovnice 4 Určení charakterizačního faktoru kategorie dopadu *Tvorba prachových částic*

$$CF_{Impact\ on\ human\ health} = \frac{IF}{(FF \times XF) \cdot ERF \cdot SF}$$

3.4.3.1.5 Ionizační záření

Charakterizačním faktorem kategorie *Ionizační záření* je radiální potenciál IRP (ang. ionizing radiation potentials). Ionizační záření se vyjadřuje v kBq a jednotkou je ekvivalent kBq U₂₃₅. Pro určení tohoto charakterizačního faktoru je základní bod modelování pro kategorii *Ionizující záření* určený v bodě úniku emise, vyjádřená v Becquerelech (Bq) a na základě principů podobnosti a

podrobných znalostí jaderné fyziky se pro ni vypočítává radiační dopad a expozice na člověka. Určení faktoru expozice pro PEF kategorie vychází z tzv. Human health effect model [23][24] a vypočítá dávku, kterou člověk ve skutečnosti absorbuje, vzhledem k úrovním záření pro jednotlivé emise látek. Mírou efektivní dávky je Sievert (Sv), založený na faktorech ekvivalence lidského těla pro různé typy ionizujícího záření (záření, neutrony: 1 Sv = 1 J/kg tělesné hmotnosti). Údaje vyjádřené v Sieverttech zahrnují fyzické údaje o dávkách energie a biologické údaje o citlivosti různých tělesných tkání. Tzv. specifická jednotka člověko-Sievert, angl. Man-Sievert (Man-Sv), je kolektivní dávka, která se vypočítá vynásobením průměrné individuální dávky reprezentující populaci počtem postižených osob a jeho integrací ve stanoveném časovém horizontu. Toto je míra absorbované dávky bez ohledu na různé typy reakcí tělesných tkání.

Určení charakterizačního faktoru/indikátoru kategorie dopadu Ionizační záření vychází z obecného principu modelu USEtox [14],[20],[25][26], ve kterém jsou zohledněny tři základní faktory tzv. expozice, dopad a efekt a lze ho zobecnit do Rovnice 5.

Rovnice 5 Určení charakterizačního faktoru kategorie dopadu *Ionizační záření*

$$CF_{Impact\ on\ human\ health_i} = EF_i \cdot iF_i$$

kde EF_i popisuje efekt látek exponovaných do životního prostředí s aspektem na ekologické účinky a lidské zdraví a iF_i je souhrnná matice/zlomek zahrnující specifikované dopady a dobu expozice látky na exponovanou populaci.

3.4.3.1.6 Fotochemický smog

Charakterizačním faktorem midpointové kategorie *Fotochemický smog* (ang. *Photochemical ozone creation potential*, POCP) je potenciál změny/nárůstu fotochemického ozónu vyjádřená pomocí jednotky NMVOC (Non-methane volatile organic compounds) ekvivalentu [27][28]. Tento faktor reprezentuje vlivy/dopady emise látky x_i souhrnně na potenciální změny na ekosystém a lidské zdraví. Je definován jako průměrná změna (za období 24 hodin) (Evropské, respektive lokální) koncentrace ozónu (dO_3 v kg/m^3) v důsledku změny koncentrace emise látky x_i (dMx v kg/rok), vztažené k referenční látce/látkám (NMVOC, nejčastěji ethenu), dle Rovnice 6.

Rovnice 6 Určení charakterizačního faktoru kategorie dopadu *Fotochemický smog*

$$POCP_x = \frac{\overline{dO_3 \cdot dM_x}}{\overline{dO_3 \cdot dM_{NMVOC}}}$$

3.4.3.1.7 Acidifikace

Charakterizačním faktorem midpointové kategorie dopadu *Acidifikace* je akumuláční kapacita/pufrační kapacita (angl. *accumulated exceedance*, AE), který vyjádřen v počtu uvolněných vodíkových iontů na kg látky. Indikátor této kategorie se vypočítá na základě vztahu představeného na následující rovnici, kdy AE_{Europe} představuje hodnotu akumuláční kapacity pro Evropu v roce Y , kde $E_{P,j}$ představuje emisi polutantu P v zemi j v referenčním roce. $CAE_{P,j}$ zohledňuje charakterizační faktor pro emise polutantů P ve státě j v referenčním roce [27][29].

Rovnice 7 Určení charakterizačního faktoru kategorie dopadu *Acidifikace*

$$AE_{Europe}^Y = AE_{Europe}^{Reference} + \sum_P \cdot \sum_j (CAE_{P,j} \cdot \Delta E_{P,j})$$

3.4.3.1.8 Půdní eutrofizace

Kategorie dopadu *Půdní eutrofizace* popisuje dopady na ekosystémy na souši spojené s emisí dusíku a fosforu a snížení kvality živin v půdě.

Charakterizačním faktorem midpointové kategorie dopadu *Půdní eutrofizace*, stejně jako u kategorie *Acidifikace*, je akumulací kapacita AE (angl. accumulated exceedance).

Oproti kategorii *Acidifikace* určuje tento faktor počet molů ekvivalentu dusíku vztaženou na kg/m³ látky. Obdobně jako u kategorie *Acidifikace* se indikátor *Půdní eutrofizace* vypočítá na základě vztahu představeného na následující rovnici, kdy AE_{Europe} představuje hodnotu akumulací kapacity pro Evropu v roce Y , kde $E_{P,j}$ představuje emise polutantu P v zemi j v referenčním roce. $CAE_{P,j}$ zohledňuje charakterizační faktor pro emise polutantů P ve státě j v referenčním roce [29-31].

Rovnice 8 Určení charakterizačního faktoru kategorie dopadu *Půdní eutrofizace*

$$AE_{Europe}^Y = AE_{Europe}^{Reference} + \sum_P \cdot \sum_j (CAE_{P,j} \cdot \Delta E_{P,j})$$

3.4.3.1.9 Mořská a sladkovodní eutrofizace

Midpointové kategorie *Mořská (Marinní)* a *Sladkovodní eutrofizace* popisují dopad z látek obsahující dusík (N), respektive fosfor (P) na vodní ekosystémy. Obecně nedostatek či přebytek těchto živin je zpravidla limitujícím faktorem růstu v těchto ekosystémech, např. přidáním látek do vodních ekosystému se zvýší zejména růst řas, jež má za důsledek snížení obsahu kyslíku, případně vznik oblastí bez kyslíku, zejména ve spodních vrstvách vodních systémů. Emise dusíku do vodního prostředí jsou do značné míry způsobeny zemědělským používáním hnojiv a přímým emisím ze spalovacích procesů. Nejvýznamnějším zdrojem emisí fosforu jsou čistírny odpadních vod pro městské a průmyslové odpadní vody, a výluhy ze zemědělské půdy [32].

Midpointová kategorie dopadu *Eutrofizace* se v rámci metodiky PEF vyjadřuje pomocí indikátoru potenciálu mořské či sladkovodní eutrofizace (ang. fraction of nutrients reaching freshwater/marine end compartment). Jednotkou je množství kg ekvivalentu N (dusíku) či kg ekvivalentu P (fosforu) emitovaného do prostředí definovaného prostředí. *Eutrofizace* definuje dopad na životní prostředí v místním i regionálním, respektive globálním měřítku.

Princip stanovení faktorů těchto kategorií vychází z generického postupu dle Rovnice 9 [33].

Rovnice 9 Určení charakterizačního faktoru kategorií dopadu *Mořská a sladkovodní eutrofizace*

$$CF_{i,j} = tf_{i,j} \cdot NTf_{i,j} \cdot ER_i$$

kde $tf_{i,j}$ je transportní faktor (-) popisující podíl látky i (a z nich vzniklých produktů, například výluhů), jež se dostane z místa emise j do ovlivněného prostředí (tzn do moře, či sladkovodních vod), $NTf_{i,j}$ je faktor omezení živin (-), definující citlivost ovlivněného prostředí na látku i vztaženou na bod emise látky j a ER_i je ekvivalentní faktor (pro mořskou eutrofizaci definovaný v $\text{kgN}_{\text{eq}}/\text{kg}$, či v $\text{kgP}_{\text{eq}}/\text{kg}$ u sladkovodní eutrofizace) popisuje vliv růstu řas v důsledku emise substance i do ovlivněného prostředí.

Rovnice 10 Transportní faktor pro mořskou eutrofizaci se vypočítává dle rovnice

$$tf_{i,j} = 1 - Rf_{i,j}$$

kde $Rf_{i,j}$ (-), ang. označován jako removal fraction, definuje podíl emitované látky i odstraněné z toku látky při jejím transportu z bodu emise j do mořského prostředí, např. denitrifikací, absorpcí organismu, sorpcí na půdní částice nebo sedimentací v mokřadech, jezerech a potocích. Přímá emise do mořského prostředí bude mít transportní faktor 1 a emise do půdy, řek a jezer budou mít obvykle nižší transportní faktor.

3.4.3.1.10 Sladkovodní ekotoxicita

Sladkovodní ekotoxicita, jako midpointová kategorie, definuje dopad na životní prostředí v místním a regionálním měřítku, tj. v rámci metodiky PEF pro sladkovodní prostředí. Vyjadřuje se pomocí indikátoru specifikovaného pomocí srovnávací toxické jednotky pro ekosystému CTUe. Vyjadřuje potenciálně ovlivněnou frakci druhů (PAF) integrovanou v čase a objemu na jednotku hmotnosti dané emitované chemikálie, obecně popsanou rovnicí níže vycházející z principu [34].

Rovnice 11 Určení charakterizačního faktoru kategorie dopadu *Sladkovodní ekotoxicita*

$$CF_{i,s} = f_i \cdot FF_s \cdot XF_s \cdot EF \cdot SF$$

$CF_{i,s}$ (m^3/kg celkem emitované za den) je charakterizační faktor látky s emitované do části prostředí i . Faktor f_i (v $\text{kg}_{\text{celkem}}/\text{kg}_{\text{celkem emitované}}$) je definující podíl látky s přenesený v ustáleném stavu z emisního prostoru i do zájmového/ovlivněného prostoru. FF_s (dny) je faktor doby ovlivnění prostředí určený pro celkové množství látky s v zájmové/ovlivněném prostoru/prostředí. XF_s (kg dostupný / kg celkem) je časově a prostorově integrovaný expoziční faktor, který se převádí mezi celkovou hmotností látky v sledovaném prostoru a dostupnou koncentrací, které jsou druhy v prostředí vystaveny. EF (v $\text{m}^3_{\text{H}_2\text{O}}/\text{kg}$, vztaženo k potenciálně ovlivněnému podílu druhů na dané úrovni účinku) je faktor účinku, který představuje ekotoxikologickou účinnost dostupné frakce látky s , a SF (druh / druh ovlivněný) jsou faktory závažnosti, které představují závažnost vlivu z hlediska poškození na ekosystém (tj. změna biologické rozmanitosti druhů).

3.4.3.1.11 Užití krajiny

Kategorie *Užití krajiny*, odráží poškození ekosystémů v důsledku okupace/záboru a transformace půdy (např. jejím využitím pro zemědělskou výrobu, těžbu nerostů atp.). Tuto kategorii lze obecně popsat pomocí různých ukazatelů/faktorů, např. jako je úbytek druhů, primární produkce, obsahu půdních organických látek (SOC) či úbytek půdy (C) [21][22],[35].

Vyjadřuje se pomocí indikátoru úbytku kvality půdy (definované dle metodiky LANCA [36]) v kg C/SOC na m² za rok a vychází z Rovnice 12.

Rovnice 12 Určení charakterizačního faktoru kategorie dopadu *Užití krajiny*

$$CF_{UK} = \Delta CF_{OI}(t_{FU}) + \Delta CF_{TI}(t_{reg}) = \frac{(Q_{Ref} - Q_{LU})}{(AF_{FU} \cdot t_{FU})} + \frac{(Q_{LU2} - Q_{LU1})}{\left(\frac{AF_{FU} \cdot t_{reg}}{2}\right)}$$

kde ΔCF_{OI} je faktor definující vliv záboru ($\Delta \text{kgSOC/m}^2$ a rok či $\Delta \text{kgC/m}^2$ a rok), AF_{FU} je ovlivněná oblast (m²), t_{FU} je období záboru/okupace (roky), Q_{Ref} je kvalita půdy před zábořem/okupací (kgC/rok či kgSOC/rok) a Q_{LU} je kvalita půdy ve stavu záboru/okupace (kgC/rok či kgSOC/rok) a ΔCF_{TI} je faktor vlivu transformace ($\Delta \text{kgSOC/m}^2$ a rok či $\Delta \text{kgC/m}^2$ a rok), t_{reg} je období potřebné k regeneraci po transformaci půdy (roky), Q_{LU2} je kvalita půdy ovlivněná transformací/využitím zábořem/okupací (kgC/rok či kgSOC/rok) a Q_{LU1} je kvalita půdy před transformací/využitím (kgC/rok či kgSOC/rok).

3.4.3.1.12 Spotřeba/nedostatek vody

Charakterizačním faktorem kategorie dopadu *Spotřeba vody* je potenciál nedostatku vody pro lidskou populaci či ekosystémy. Indikátor předpokládá, že čím méně vody zbývá v určité oblasti k využití, tím se snižuje dostupnost vody pro dalšího/budoucího uživatele. Nejdříve se vypočítá hodnota AMD_i (Available-Minus-Demand), která hodnotí množství dostupné vody jakožto celkového odtoku z území (Availability), od jehož hodnoty je odečteno množství vody potřebné pro společnosti (Human water consumption – HWC) a ekosystémy (Environmental Water Requirements – EWR) na jednotku plochy. Hodnota ST_{ei} (Surface-Time-Equivalent) je převrácenou hodnotou AMD_i a vyčísluje množství času na jednotku plochy, která je zapotřebí pro generaci 1 m³ vody. Hodnota se v dalším kroku normalizuje referenční hodnotou $AMD_{world\ avg}$, která představuje hodnotu AMD_i pro celý svět. Výsledek charakterizačního faktoru CF_{Aware} je omezen na uzavřený interval od 0,1 do 100. Jednotkou indikátoru kategorie dopadu je ekvivalent m³ nedostatku vody (deprived water).

Rovnice 13 Určení charakterizačního faktoru kategorie dopadu *Spotřeba vody* [37],[38].

$$AMD_i = \frac{(Availability - HWC - EWR)}{Area}$$

$$CF_{Aware} = \frac{ST_{ei}}{ST_{e\ world\ avg}} = \frac{AMD_{world\ avg}}{AMD_i}$$

3.4.3.1.13 Spotřeba minerálních a fosilních surovin

Charakterizačním faktorem úbytku abiotických surovin je potenciál úbytku abiotických surovin ADP (angl. abiotic depletion potential). Jedná se o poměr mezi rychlostí těžby dané suroviny k její globální zásobě. Referenční surovinou byl zvolen antimon Sb. Charakterizační faktor ADP

látky i je definován následujícím vztahem kde R je celková globální zásoba surovin (kg) a DR je rychlost těžby suroviny (kg.rok⁻¹) [22].

Rovnice 14 Určení charakterizačního faktoru kategorie dopadu úbytek abiotických surovin

$$ADP_{elements} = \frac{DR_i}{(R_i)^2} \times \frac{(R_{sb})^2}{DR_{sb}}$$

Pro suroviny sloužící jako zdroj energie (ropa, zemní plyn, uhlí) se ADP vyjadřuje vzhledem k energetickému obsahu dané suroviny a označuje se ADP_{fossil} .

3.4.3.2 Normalizace a vážení

Aby bylo možné vzájemně porovnat míru zásahu do různých kategorií dopadu, je třeba získané výsledky normalizovat. Normalizace je převedení výsledků indikátorů kategorií dopadu na bezrozměrná čísla sloužící k vyjádření, jaký podíl z celkové škody v dané kategorii dopadu způsobené celosvětově či regionálně představuje námi posuzovaný systém. Jedná se tedy o vzájemné srovnávání významnosti zásahů do různých kategorií dopadu. V případě potřeby vyjádřit zásahy do kategorií dopadu pomocí dalších hodnotových hledisek, například ekonomicky či s ohledem na plánované emisní limity v budoucnosti, se provádí takzvané vážení výsledků indikátorů kategorií dopadu. Normalizace a vážení jsou dle ISO normy 14044 [2] dobrovolným krokem.

3.4.3.2.1 Normalizace

Jelikož každá kategorie dopadu je vyjádřena pomocí jiné jednotky, nelze kategorie dopadu mezi sebou porovnávat. Z tohoto důvodu se přistupuje k normalizaci charakterizovaných výsledků. V rámci metodiky PEF (EF 3.0) jsou charakterizované výsledky normalizovány ve formě osobních ekvivalentů (ang. Person equivalents). Sada normalizačních faktorů, která je představena v Tabulka 6, je výsledkem rozsáhlého sběru dat týkajících se produkce emisí do všech složek prostředí (voda, vzduch, půda) a spotřeby zdrojů [39].

Tabulka 6 Referenční hodnoty normalizace metodiky EF 3.0. [39]

Kategorie dopadu	Normalizační faktor
Acidifikace	0,018
Sladkovodní ekotoxicita	2,34E-5
Mořská eutrofizace	0,0512
Sladkovodní eutrofizace	0,622
Půdní eutrofizace	0,00566
Humánní toxicita - nekarcinogenní účinky	4,35E003

Kategorie dopadu	Normalizační faktor
Humánní toxicita - karcinogenní účinky	5,92E004
Ionizační záření	0,000237
Klimatická změna	0,000124
Úbytek stratosférického ozonu	18,6
Spotřeba fosilních surovin	1,54E-005
Spotřeba minerálních surovin	15,7
Spotřeba vody	8,72E-005
Fotochemický smog	0,0246
Tvorba prachových částic	1,68E003
Užití krajiny	1,22E-006

3.4.3.2.2 Vážení

Studie LCA poskytuje celou řadu rozsáhlých výsledků, které z podstaty hodnocení pomocí více kategorií dopadu neposkytují jasnou odpověď na otázku, který produkt či služba je environmentálně šetrnější. V rámci kroku vážení lze vyjádřit výsledky agregovaně až na úroveň tzv. single score neboli jednoho výsledku (jednoho čísla). Ten představuje hodnotu vážených výsledků v součtu. Použití single-score může sloužit při identifikování nejdůležitějších kategorií dopadu, fází životního cyklu, ale i jednotlivých procesů.

Váhové faktory metodiky PEF byly vytvářeny v několika krocích. Pro kalkulaci jednotlivých hodnot bylo nejprve provedeno dotazníkové šetření na dvou cílových skupinách. Nejprve byla oslovena široká veřejnost v 6 členských státech EU spolu s LCA experty, přičemž obě skupiny definovaly, jakou váhu přiřazují určitým environmentálním dopadům. V dalším kroku byli osloveni experti specializovaní na jednotlivé environmentální problémy, kteří hodnotili podrobně jednotlivé dopady. Výsledky těchto šetření byly agregovány. Pro výpočet váhového faktoru byl dále použit tzv. faktor robustnosti, který zohledňuje spolehlivost výsledků pro každou kategorii, zejména pak míru kvality a robustnosti vstupních dat použitých v rámci normalizace [40]. Jednotlivé hodnoty váhových faktorů metodiky PEF jsou představeny v Tabulka 7.

Tabulka 7 Váhové faktory metodiky PEF (EF 3.0) [40].

Kategorie dopadu	Váhový faktor
Acidifikace	0,062
Sladkovodní ekotoxicita	0,0195
Mořská eutrofizace	0,0296
Sladkovodní eutrofizace	0,028
Půdní eutrofizace	0,0371
Humánní toxicita - nekarcinogenní účinky	0,0184
Humánní toxicita - karcinogenní účinky	0,0213

Kategorie dopadu	Váhový faktor
Ionizační záření	0,0501
Klimatická změna	0,211
Úbytek stratosférického ozonu	0,0631
Spotřeba fosilních surovin	0,0832
Spotřeba minerálních surovin	0,0755
Spotřeba vody	0,0851
Fotochemický smog	0,0478
Tvorba prachových částic	0,0896
Užití krajiny	0,0794

Pro hodnocení environmentálních dopadů nelze jednoznačně doporučit použití kroku vážení. Důvodem je jisté zjednodušení, které se k tomuto kroku při porovnávání odlišných environmentálních problémů pojí, a které může snadno vést k zavádějící interpretaci výsledků. Sady váhových faktorů se stále vyvíjejí a jejich použití podmiňuje řadu diskusí.

V každém případě představují normalizace a vážení spolehlivý způsob, jak identifikovat významné kategorie dopadu. V kapitole 4.3.1 je použito kritérium 10 % celkových environmentálních dopadů jako hranice, od které je kategorie dopadu prohlášena za významnou. Viz podrobněji Kapitola 4.3.1.

4 Metodický rámec posuzování environmentálních dopadů technologií výroby a přepravy vodíku metodou LCA

Základní metodický rámec pro tvorbu PEF studií je, stejně jako LCA metodika, rozdělen na čtyři fáze:

1. Stanovení cílů a rozsahu analýzy
2. Inventarizace
3. Posouzení environmentálních dopadů
4. Interpretace výsledků

4.1 Stanovení cílů a rozsahu analýzy

V rámci fáze stanovení cílů a rozsahu studie musí být definovány a specifikovány tyto klíčové kroky:

- volba funkční jednotky a referenčního toku vycházející z předchozí předběžné analýzy;
- stanovení hranic systému;
- popis a vymezení analyzovaných variant;
- další předpoklady a zjednodušení.

4.1.1 Volba funkční jednotky a referenčního toku

Postup stanovení definice funkční jednotky či referenčního toku musí kvalitativně a kvantitativně popisovat její funkci (případně funkce) a být konzistentní po dobu analýzy.

Definice jednotky pro PEF metodiku vychází z těchto obecných aspektů:

- Poskytované výrobky/funkce/služby (tzv. „co“);
 - Množství/Rozsah funkce nebo služby (tzv. „kolik“);
 - Očekávaná úroveň kvality (tzv. „jak dobře“);
 - Doba/životnost produktu (tzv. „jak dlouho“);
- kódy NACE (jednotka musí reflektovat standardy produktů/toků specifikovaných v databázi NACE)

Pro příklad specifikovaný pro popisovanou metodiku uveďme následující:

- Poskytované výrobky/funkce/služby (tzv. „co“): vodík
- Množství/Rozsah funkce nebo služby (tzv. „kolik“): zde existuje více možností, autoři metodiky doporučují zvolit 1 kg vodíku jako produktu, alternativou je 1 kWh (případně jiná jednotka energie) energetického obsahu vodíku (také možné zvolit např. množství vodíku

odpovídají průměrné roční spotřebě vodíkového automobilu, průměrnému obsahu nádrže atp.)

- Očekávaná úroveň kvality (tzv „jak dobře“): zde je nutné definovat čistotu vodíku, jeho tlak (a případně i vzdálenost jeho dopravy) – autoři metodiky doporučují do analýzy zahrnout celý technologický řetězec včetně dočištění, komprese/zkapalnění a dopravy, a uvažovat tedy jako výsledný produkt „vodík na čerpací stanici“ (tak zajistíme, že analýza pokrývá skutečně všechny environmentální dopady spojené s životním cyklem vodíku užívaného v mobilitě). Alternativně je možné uvažovat jako produkt pouze „produkovaný vodík požadované čistoty“, tedy bez zahrnutí komprese/zkapalnění a jeho dopravy na plnicí stanici, tato volba je vhodná pro porovnávání environmentálních dopadů výroben vodíku, ovšem nezahrnuje celkové dopady navazujících technologií.
- Doba/životnost produktu (tzv. "jak dlouho"): zde je třeba definovat životnost technologie výroby vodíku – autoři metodiky doporučují používat hodnoty v následující tabulce

Tabulka 8 Životnost technologií výroby vodíku (doporučení, aktuální 2022*)

Technologie	Životnost [roky]
Parní reforming	20
Technologie elektrolýzy	Životnost [h]
PEM	90 000
AEL	90 000
SOEC	30 000

* Životnost elektrolyzérů byla stanovena jako kvalifikovaný odhad na základě odborné literatury, vzhledem k rychlosti vývoje vodíkových technologií je vhodné životnost elektrolyzérů průběžně ověřovat [43]. Životnost je uváděna v hodinách provozu a je nutné ji přepočítat na roky dle charakteru provozu elektrolyzérů.

Referenční tok je množství produktu potřebné k zajištění definované funkce. Všechny ostatní vstupní a výstupní toky v analýze s tím kvantitativně souvisí. Referenční tok lze vyjádřit v přímém vztahem k analytické jednotce nebo více produktově orientovaným způsobem. Příslušný referenční tok se stanoví ve vztahu k funkční jednotce analýzy. Kvantitativní vstup a výstupní údaje shromážděné na podporu analýzy se vypočítají ve vztahu k tomuto toku.

V případě volby funkční jednotky 1 kWh by referenční tok vodíku byl 0,0303 kg (1 kg vodíku = 33 kWh energie). Pokud jako funkční jednotku zvolíme 1 kg vodíku je referenčním tokem shodně 1 kg vodíku. Všechny ostatní toky budou ve fázi inventarizace vztahovány k referenčnímu toku.

4.1.2 Stanovení hranic systému

Hranice systému definují, které části životního cyklu produktu a které související procesy patří k analyzovanému systému (tj. jsou vyžadovány pro výkon jeho funkce definované jednotkou analýzy).

Hranice systému je definována podle obecné logiky dodavatelského řetězce, včetně všech fází od extrakce primárních surovin, přes jejich úpravu na materiál s dalším zpracováním, výrobou, distribucí, skladováním, fází používání a její likvidací/recyklací (tj. v principu od kolébky do hrobu). Dle Kapitoly 4.1.1 je do hranic systému vhodné zahrnout pomocné systémy a systémy pro dočištění vodíku, v odborné literatuře anglicky označované jako Balance of Plant, a dále systémy komprese (pro dopravu vodíku ve stlačeném stavu), respektive zkapalnění (pro dopravu vodíku v kapalném stavu).

4.1.3 Popis a vymezení analyzovaných variant

Součástí analýzy by měl být podrobný popis porovnávaných variant, včetně referenční varianty. Tento popis by měl reflektovat dříve stanovené hranice systému, a tedy zahrnovat i popis všech sub-systémů a pomocných systémů ve studii obsažených – technologie dočištění vodíku, komprese/zkapalnění, způsob a vzdálenost dopravy. Tyto systémy se mohou lišit pro různé varianty, vzhledem k odlišnému výstupnímu tlaku a čistotě technologií výroby vodíku. Zásadní je dodržení stejné čistoty a tlaku vodíku na výstupu celého technologického řetězce.

4.1.4 Další předpoklady a zjednodušení

Dále je v této fázi nutné uvést veškerá zjednodušení a zanedbání, která byla v rámci analýzy provedena. Obvykle sem patří zanedbání vznikajících odpadních produktů z fáze výstavby technologie, a materiálových a energetických vstupů do fáze decommissioning (obvykle dosahují výrazně pod 1 % celkových dopadů). Případně další zjednodušení/zanedbání modelování vybraných materiálových a energetických toků.

Vzhledem k tomu, že elektrolyzéry (PEM, AEL i SOEL) obsahují celou řadu neobvyklých látek, které často nebývají obsaženy v základních softwarových databázích, může být obtížné některé specializované materiálové procesy získat. Alternativně je možné přistoupit na určitá zjednodušení v environmentálních modelech, jako jsou např.:

- náhrada procesu podobným procesem (např. náhrada Iridia Platinou) – zde je nutné, pokud možno, dodržet zásadu stejné materiálové funkce – tedy např. jak Platina, tak Iridium se používají jako katalyzátory u PEM elektrolyzérů, aktivita Platiny je cca 10x vyšší, náhrada Iridia za Platinu je tedy funkčně možná v hmotnostním poměru 10:1. [44]
- zjednodušený model výroby – např. pokud se v materiálové databázi nenachází oxid zirkoničitý, ale nachází se tam zirkon, ze kterého je možné oxid zirkoničitý vyrobit. V odborné literatuře je tedy možné dohledat výchozí látky a potřebnou výrobní energii a následně proces výroby oxidu zirkoničitého zjednodušeně namodelovat [45].
- zanedbání materiálového toku – pokud je z odborné literatury (předchozích LCA analýz) zřejmé, že daný materiál má zanedbatelný podíl na environmentálních dopadech. Příkladem může být Nafion, specifický polymer, ze kterého jsou vyráběny membrány PEM

elektrolyzérů. Vzhledem malé tloušťce, a tedy i hmotnosti membrány vychází podíl environmentálních dopadů Nafionu na celkovém elektrolytickém stacku velmi nízký (desetiny procenta) [46][47] a je tedy možné ho zanedbat.

Ve zprávě ÚJV 14982 (Kapitola 2.3.2) je možné nahlédnout plný seznam zjednodušení, který byl autorským kolektivem použit a který může (ale nemusí) sloužit jako inspirace pro budoucí prováděné analýzy. Pro srovnání výsledků různých analýz provedených různými týmy je však nutné dodržet stejná zjednodušení, hranice systému apod.

Dále je nutné uvést zvolený přístup k alokaci vedlejších produktů – v případě elektrolytické výroby vodíku je jako vedlejší produkt produkován kyslík. Autoři doporučují přístup modelování produkovaného kyslíku jako tzv. neutrálního toku (tedy bez využití a bez environmentálních dopadů). U decentralizovaných zdrojů vodíku využívajících OZE bude obtížné využití kyslíku zajistit. Pokud ale konkrétní zdroj vodíku bude mít možnost produkovaný kyslík účelně využít (po dočištění) je možné část environmentálních dopadů takto využitému kyslíku alokovat. Způsobů alokace je celá řada, viz např. [48].

4.2 Inventarizace

Druhým krokem LCA analýzy je inventarizační analýza neboli sběr dat pro tvorbu LCA modelu. Zkoumané varianty, jejichž rozsah a uvažované hranice byly vymezeny v předchozím kroku, jsou v této fázi doplněny o bilanci vstupujících a vystupujících hmotnostních a energetických toků. Jedná se o seznam všech toků vstupujících do systému a vystupujících ze systému, kam patří kupříkladu následující toky.

Vstupy – hmotnostní:

- konstrukční a stavební materiály
- provozní materiály
- paliva

Výstupy – hmotnostní:

- odpadní produkty
 - pevné – odpady nebezpečné a ostatní
 - kapalné – odpadní vody
 - plynné – emise
- materiály k recyklaci
- hlavní produkt/výrobek a případné vedlejší produkty

Vstupy – energetické:

- elektřina
- teplo, případně pára (pára je technicky hmotnostní vstup)
- další formy energie – stlačený vzduch apod. (opět technicky hmotnostní vstup)

Výstupy – energetické:

- elektřina, teplo, případně další formy energie jako vedlejší produkty

4.2.1 Sběr dat

Obecně je možné definovat 3 možné zdroje dat:

- Provozní a naměřená data – jedná se o data s nejvyšší přesností přímo od provozovatele technologie, nebo naměřené v reálných podmínkách.
- Data založena na matematickém modelování a výpočtech – jedná se o data s nižší přesností na bázi teoretického modelování podloženo konzistentním matematickým výpočtem.
- Data založena na rešeršním šetření – jedná se o data s nejnižší přesností a spolehlivostí založena na literárních zdrojích, případně přepočtena pro potřeby konkrétní studie.

Vzhledem k zaměření studie na méně rozšířené technologie jsou provozní data relativně obtížně dostupná a často je nutné brát data z odborné literatury a dopočítávat, např. na základě stechiometrie.

Ve zprávě ÚJV 14982 v kapitole 2.2 je možné najít přehled odborné literatury, ze které je možné data čerpat, případně odkazy na další bilanční výpočty použité v analýze. Opět je nutné brát v úvahu aktuálnost dat k roku 2022.

Jak bylo uvedeno v Kapitole 4.1.4 v této fázi je možné uplatnit řadu zjednodušení pro méně významné procesy.

4.3 Posouzení environmentálních dopadů

Cílem fáze posuzování dopadů je vytvoření LCIA (Life Cycle Impact Assessment) modelů na základě dat z inventarizační analýzy, a kalkulace a zpracování výsledků environmentálních dopadů prostřednictvím vybrané LCIA metody. Autorský kolektiv doporučuje používat LCIA metodiku PEF 3.0, viz kapitola 3.

Z odborného hlediska jsou nejvíce exaktně podloženy výsledky ve formě charakterizace, které jsou dále v metodice použity pro stanovení hodnot měrných emisí.

Výsledky po normalizaci a vážení jsou použity ke stanovení významných kategorií dopadu, tedy ke stanovení, které měrné emise je vhodné sledovat. Dále je hodnota environmentálních dopadů po normalizaci a vážení použita jako tzv. Single score měrná emise, která shrnuje veškeré environmentální dopady ze všech kategorií do jedné hodnoty. Tato hodnota má však velmi vysokou míru nejistoty.

4.3.1 Stanovení významných kategorií dopadu (kategorií měrných emisí)

LCIA metodika PEF 3.0 zahrnuje celkem 16 hlavních indikátorů kategorie dopadu. V rámci LCA analýzy ve zprávě ÚJV 14982 bylo ve fázi Posuzování dopadů provedeno posouzení environmentálních dopadů pro všech 16 kategorií. K podrobnější analýze a k zařazení mezi měrné emise byly vybrány všechny kategorie dopadu s podílem alespoň 10 % na celkových environmentálních dopadech zkoumaných variant po normalizaci a vážení. Tyto měrné emise byly autorským kolektivem vybrány dle kritéria významnosti - viz Tabulka 9 a Tabulka 10. (Pozn.: Následující doporučené významné kategorie dopadu jsou relevantní pro technologie výroby a dopravy vodíku, zkoumané řešitelským týmem ve zprávě ÚJV 14982. Jedná se o výrobu vodíku parním reformingem zemního plynu a bioplynu, elektrolytickou výrobu za použití síťové, obnovitelné a jaderné elektřiny. Doprava vodíku byla analyzována silniční, železniční, lodní a doprava plynovodem – vše vnitrostátní doprava v rámci ČR. V případě analýzy jiných způsobů výroby nebo dopravy vodíku je vhodné provést vlastní určení významných kategorií.)

Do výběru měrných emisí k bližšímu zkoumání nebyla zahrnuta kategorie *Užití krajiny* (přesto, že pro některé varianty dosahuje přes 10 % celkových environmentálních dopadů), protože metodika hodnocení environmentálních dopadů v této kategorii je zatím nedostatečně rozpracovaná (viz Kapitola 3).

Tabulka 9 Významné kategorie dopadu (měrné emise) technologií výroby vodíku (ÚJV 14982)

Technologie výroby vodíku	Kategorie dopadu s celkovým dopadem více než 10 %			
Parní reforming zemního plynu	Klimatická změna	Spotřeba fosilních surovin	-	-
Parní reforming bioplynu	Klimatická změna	Sladkovodní ekotoxicita	(Užití krajiny)	-
Elektrolytická výroba (všechny typy) – CZ mix	Klimatická změna	Spotřeba fosilních surovin	-	-
Elektrolytická výroba (všechny typy) – JE	Sladkovodní ekotoxicita	Ionizující záření	Spotřeba fosilních surovin	-
Elektrolytická výroba (všechny typy) – FVE	Klimatická změna	Spotřeba fosilních surovin	Spotřeba minerálních surovin	Humánní toxicita, nekarcinogenní (jen SOEL)

Tabulka 10 Významné kategorie dopadu (měrné emise) dopravy vodíku (ÚJV 14982)

Typ dopravy	Kategorie dopadu s celkovým dopadem více než 10 %				
Silniční (Euro 6)	Klimatická změna	Spotřeba fosilních surovin	-	-	-
Železniční - elektrická	Klimatická změna	Spotřeba fosilních surovin	-	-	-
Železniční - dieselová	Klimatická změna	Půdní eutrofizace	Tvorba prachových částic	Fotochemický smog	Spotřeba fosilních surovin
Lodní	Klimatická změna	Tvorba prachových částic	Fotochemický smog	Spotřeba fosilních surovin	
Plynovod	Klimatická změna	Spotřeba fosilních surovin	-	-	-

Pro analýzy environmentálních dopadů výroby a dopravy vodíku byly tedy identifikovány následující významné kategorie dopadu/měrné emise:

Významné kategorie dopadu/měrné emise pro technologie výroby vodíku:

- Klimatická změna [kg CO₂ eq.]
- Sladkovodní ekotoxicita [CTUe]
- Humánní toxicita - nekarcinogenní [CTUe]
- Ionizující záření [kBq U235 eq.]
- Spotřeba fosilních surovin [MJ]
- Spotřeba minerálních surovin [kg Sb eq.]

Významné kategorie dopadu/měrné emise pro technologie dopravy vodíku:

- Klimatická změna [kg CO₂ eq.]
- Půdní eutrofizace [Mole of N eq.]
- Tvorba prachových částic [disease incidences]
- Fotochemický smog [kg NMVOC eq.]
- Spotřeba fosilních surovin [MJ]

Významné kategorie dopadu/měrné emise pro celý technologický řetězec výroby a dopravy vodíku:

- Klimatická změna [kg CO₂ eq.]
- Sladkovodní ekotoxicita [CTUe]
- Půdní eutrofizace [Mole of N eq.]

- *Humánní toxicita - nekarcinogenní [CTUe]*
- *Ionizující záření [kBq U235 eq.]*
- *Tvorba prachových částic [disease incidences]*
- *Fotochemický smog [kg NMVOC eq.]*
- *Spotřeba fosilních surovin [MJ]*
- *Spotřeba minerálních surovin a kovů [kg Sb eq.]*

4.4 Interpretace výsledků

Vzhledem ke komplexnosti problematiky a technologického řetězce je vhodné této části analýzy věnovat dostatečnou pozornost. Zaměření interpretace výsledků by mělo korespondovat s cílem studie (Kapitola 1.1) a mělo by být zaměřeno na splnění zadaných cílů a poskytnutí odpovědí na otázky.

5 Stanovení měrných emisí

Měrné emise jednotlivých technologií byly stanoveny na základě následujících principů a postupů (rekapitulace):

1. Měrné emise jsou založeny na LCA analýze – pokrývají všechny významné typy environmentálních dopadů a celý životní cyklus technologií.
2. Hodnocení environmentálních dopadů/měrných emisí vychází z LCIA metodiky PEF 3.0, která je doporučována EK pro hodnocení environmentálních dopadů výrobků, služeb a institucí.
3. Pro vyjádření měrných emisí jsou nejvhodnější výsledky LCA analýzy ve formě charakterizace vyjadřující ekvivalentní emise referenční škodlivé látky (případně spotřebu surovin).
4. Z celkového počtu 16 kategorií dopadu byly vybrány pouze ty, které mají významný vliv. Významný vliv byl definován jako podíl alespoň 10 % na celkových environmentálních dopadech po normalizaci a vážení.
5. Analýzou vybraných technologií (zpráva ÚJV 14982) byly stanoveny názvy a kategorie měrných emisí pro nejběžnější způsoby výroby a dopravy vodíku, které jsou uvedeny v Kapitole 4.3.1.
6. Kromě měrných emisí vyjadřující ekvivalentní množství znečišťujících látek (respektive spotřebu surovin) byla stanovena tzv. Single Score hodnota měrných emisí, vyjadřující celkový environmentální dopad po normalizaci a vážení – tato Single Score hodnota shrnuje všechny měrné emise (a spotřeby surovin) do jedné hodnoty.

V následujících podkapitolách jsou uvedeny hodnoty měrných emisí pro zkoumané technologie výroby a dopravy vodíku. Grafické znázornění výsledků včetně rozsáhlé diskuze je uvedeno ve zprávě ÚJV 14982.

Při interpretaci měrných emisí je nutné mít na paměti, že stanovení Single Score hodnoty měrných emisí pomocí procesů normalizace a vážení obsahuje značné zjednodušení (viz kapitola 3.4.3.2) – sčítání různých druhů environmentálních dopadů do jedné hodnoty zahrnuje hodnocení současného vnímání naléhavosti jednotlivých environmentálních problémů. Tuto hodnotu je tedy nutné brát s rezervou.

5.1 Hodnoty měrných emisí pro vybrané technologie výroby vodíku

Hodnoty, uvedené v Tabulka 11 jsou vztaženy na 1 kg vyrobeného vodíku o čistotě požadované pro využití vodíku v dopravě, bez uvažování komprese a dopravy.

Tabulka 11 Měrné emise technologií výroby vodíku

Technologie	Klimatická změna [kg CO2 eq.]	Sladkovodní ekotoxicita [CTUe]	Humánní toxicita- nekarcinogenní [CTUe]	Ionizující záření [kBq U235 eq.]	Spotřeba fosilních surovin [MJ]	Spotřeba minerálních surovin [kg Sb. eq.]	Single Score [-]
PRZP	10,63	1,59	1,17E-07	0,01	177,55	8,91E-07	5,37E-04
PEM – CZmix	33,31	191,15	2,64E-07	4,62	510,12	4,37E-06	2,02E-03
PEM – CZ mix2050	6,64	128,15	1,49E-07	5,77	337,12	2,65E-05	8,41E-04
AEL – CZmix	30,33	181,86	2,40E-07	4,20	464,42	3,73E-06	1,84E-03
AEL – CZ mix2050	6,07	123,86	1,36E-07	5,24	306,42	2,39E-05	7,71E-04
SOEL – CZmix	24,23	153,43	1,92E-07	3,36	371,57	3,63E-06	1,49E-03
SOEL – CZ mix2050	4,86	107,43	1,09E-07	4,19	244,91	1,98E-05	6,36E-04
PRBP	5,04	308,57	1,24E-07	0,06	19,23	1,11E-05	6,63E-04
PEM – JE	0,28	300,15	1,05E-07	14,00	556,12	7,20E-07	1,06E-03
AEL – JE	0,29	280,86	9,53E-08	12,70	506,42	4,15E-07	9,74E-04
SOEL – JE	0,23	232,43	7,69E-08	10,20	405,39	9,70E-07	7,99E-04
PEM – FV	2,10	10,52	8,08E-08	0,05	23,62	8,30E-05	2,74E-04
AEL – FV	1,94	17,47	7,39E-08	0,05	21,92	7,52E-05	2,56E-04
SOEL – FV	1,55	22,32	5,97E-08	0,04	17,59	6,09E-05	2,25E-04

* pro význam zkratk technologií výroby vodíku viz seznam zkratk na str. 7



5.2 Hodnoty měrných emisí pro vybrané způsoby dopravy vodíku

Hodnoty, uvedené v Tabulka 12, platí pro dopravu 1 kg vodíku ve stlačené formě (200 bar) na vzdálenost 100 km. Porovnání dopravy vodíku ve stlačené a zkapalněné formě bylo provedeno v rámci zprávy ÚJV 14982, výsledkem je zjištění, že na krátké vzdálenosti v rámci ČR je jednoznačně environmentálně výhodnější dopravovat vodík ve stlačené formě. Z tohoto důvodu obsahuje tabulka pouze hodnoty pro dopravu stlačeného vodíku.

Tabulka 12 Měrné emise dopravy vodíku

Způsob dopravy	Klimatická změna [kg CO ₂ eq.]	Půdní eutrofizace [Mole of N eq.]	Tvorba prachových částic [disease incidences]	Fotochemický smog [kg NMVOC eq.]	Spotřeba fosilních surovin [MJ]	Single Score [-]
Silniční EURO6	1,56E-01	5,68E-04	8,92E-10	1,31E-04	2,057	8,23E-06
Železniční – el. CZmix	3,97E-02	1,87E-04	6,97E-10	4,98E-05	0,608	2,37E-06
Železniční – el. CZmix2050	7,89E-03	3,01E-05	1,07E-10	8,06E-06	0,400	9,70E-07
Železniční – diesel	5,34E-02	2,94E-03	5,51E-09	7,60E-04	0,710	5,96E-06
Lodní – říční	4,73E-02	2,45E-03	1,40E-08	6,49E-04	0,628	6,55E-06
Plynovod – el. CZmix	8,33E-04	3,93E-06	1,46E-11	1,04E-06	0,013	4,97E-08
Plynovod – el. CZmix2050	1,66E-04	6,31E-07	2,25E-12	1,69E-07	0,008	2,03E-08



5.3 Hodnoty měrných emisí pro kompresi vodíku

Hodnoty, uvedené v Tabulka 13, odpovídají kompresi 1 kg vodíku ze 40 barů (výstupní tlak elektrolytické výroby pro většinu elektrolyzérů) na 900 barů (plnicí tlak osobních automobilů na vodík). Hodnoty pro jiné způsoby výroby vodíku se mohou mírně lišit, např. výstupní tlak z parního reformingu zemního plynu může být pro různé aplikace 5 – 20 bar, tedy kompresní práce bude mírně vyšší. Komprese je realizována vícefázově, komprese z výstupního tlaku na 200 bar je uvažována v místě výroby. Následná komprese z 200 bar na 900 bar je realizována na plnicí stanici. Spotřeba elektrické energie byla počítána na základě termodynamického modelu pro vícestupňovou polytropickou kompresi.

Tabulka 13 Měrné emise komprese vodíku

Zdroj energie pro kompresi	Klimatická změna [kg CO2 eq.]	Sladkovodní ekotoxicita [CTUe]	Humánní toxicita- nekarcinogenní [CTUe]	Ionizující záření [kBq U235 eq.]	Spotřeba fosilních surovin [MJ]	Spotřeba minerálních surovin [kg Sb. eq.]	Single Score [-]
CZmix	1,45	8,97	1,64E-11	0,198	22,10	1,45E-06	1,16E-04
CZmix2050	0,31	6,27	1,59E-07	0,247	14,60	2,4E-06	6,63E-05
FVE	0,09	0,39	3,35E-09	0,002	0,99	3,51E-06	1,06E-05
JE	0,01	12,70	4,35E-09	0,595	23,70	3,62E-09	4,42E-05



5.4 Doporučení pro uživatele metodiky ze státní správy

5.4.1 Závěry výzkumné zprávy ÚJV 14982

5.4.1.1 Výroba vodíku

Závěry, které je možné učinit z výsledků analýzy (výzkumná zpráva ÚJV 14982), závisí na skutečnosti, který environmentální parametr je považován za rozhodující. Rozhodující mohou být celkové environmentální dopady nebo pouze některé vybrané kategorie dopadu – např. *Klimatická změna*. Environmentální dopady jednotlivých technologií výroby vodíku jsou vztahovány k referenční variantě - parnímu reformingu zemního plynu.

Z pohledu celkových environmentálních dopadů má smysl náhrada technologie parního reformingu zemního plynu elektrolytickou výrobou pouze při použití obnovitelné elektřiny, např. z FVE. Pro všechny ostatní varianty (elektřina z CZ mixu, elektřina z JE) dochází k nárůstu celkových environmentálních dopadů.

Z hlediska uhlíkové stopy však dávají smysl i varianty elektrolytické výroby vodíku pomocí JE a výroby vodíku parním reformingem bioplynu. V menší míře i je smysluplný i provoz elektrolyzérů z energetického mixu roku 2050. Z hlediska spotřeby fosilních surovin jsou smysluplné pouze varianty založené na FVE a varianta s parním reformingem bioplynu.

Z hlediska ostatních kategorií dopadu není náhrada parního reformingu elektrolyzou environmentálně prospěšná a přinese zpravidla přibližně stejné environmentální dopady v případě použití obnovitelné elektřiny, nebo dokonce vyšší dopady při použití jiného zdroje energie.

Z hlediska zkoumaných variant elektrolyzy můžeme hodnocení uzavřít konstatováním, že varianty založené na elektrolyze pomocí obnovitelné elektřiny (FVE) dávají z environmentálního pohledu jednoznačně smysl jako náhrada technologie parního reformingu zemního plynu. Elektrolytická výroba vodíku pomocí jaderné energie a výroba parním reformingem bioplynu dávají smysl, pokud je naším cílem snížení uhlíkové stopy bez ohledu na další zkoumané kategorie dopadu. Varianty elektrolytické výroby vodíku z českého energetického mixu obecně nejsou z environmentálního hlediska smysluplné, při uvažování energetického mixu roku 2050 dávají tyto varianty smysl pouze za předpokladu, že je naším cílem snížení uhlíkové stopy bez ohledu na další kategorie dopadu a celkové environmentální dopady.

5.4.1.2 Doprava vodíku

Doprava stlačeného vodíku dosahuje pro vzdálenosti typické pro vnitrostátní dopravu ČR výrazně nižších environmentálních dopadů, než doprava zkapalněného vodíku (při započtení procesu komprese/zkapalnění). To zejména platí pro tzv. kaskádovou variantu komprese, kdy je na plnicí stanici vodík skladován na více tlakových úrovních a do nádrží vozidel plněn postupně. Výhody dopravy zkapalněného vodíku začínají převažovat až při vzdálenostech v řádu jednotek tisíc kilometrů, případně pro ještě vyšší vzdálenosti.

Na výsledky analýzy dopravy stlačeného vodíku (výzkumná zpráva ÚJV 14982) je možné nahlížet z více hledisek. Je možné hodnotit výsledky v každé environmentální kategorii dopadu a výsledky po normalizaci a vážení. Při souhrnném pohledu na výše uvedené výsledky je možné konstatovat, že jednoznačně nejnižší environmentální dopady ve všech kategoriích i v sumě po normalizaci a vážení vykazuje doprava plynovodem, jejíž hlavní výhodou je, že je vodík přepravován samostatně (tedy bez tlakových lahví a kontejneru). U všech ostatních způsobů dopravy tvoří přepravovaný vodík pouze cca 5 % celkové hmotnosti nákladu, zbytek představuje hmotnost ocelového kontejneru a tlakových lahví. Dále musí všechny ostatní dopravní prostředky absolvovat zpáteční cestu, a to “prázdné”, tedy s kontejnerem tvořícím stále cca 95 % hmotnosti nákladu. Tím se snižuje užitečná vytíženost dopravních prostředků. Doprava plynovodem dosahuje přibližně cca 50x nižší environmentální dopady než druhý nejlepší způsob dopravy, kterým je doprava po elektrifikované železnici. Oba tyto způsoby dopravy využívají k pohonu elektrickou energii a při předpokládané změně energetického mixu v roce 2050 je možné u obou těchto variant očekávat pokles environmentálních dopadů na cca 40 % současné hodnoty.

Ostatní způsoby dopravy – silniční, lodní a dieselová železniční doprava – jsou založené na fosilním palivu vykazují dopady výrazně vyšší. Ve většině kategorií vychází z těchto variant nejlépe lodní doprava za použití větších lodí, případně dieselová železniční doprava. Silniční doprava, i při splnění normy EURO 6 vykazuje vesměs nejvyšší environmentální dopady. Všechny způsoby dopravy, založené na spalovacím motoru, produkují environmentální dopady zejména v kategoriích *Klimatická změna* a *Spotřeba fosilních surovin*, v menší míře také v kategorii *Sladkovodní ekotoxicita*. Dále dieselové vlaky, lodě a také starší silniční vozidla nespĺňující normu EURO 6 vykazují ještě velmi vysoké dopady v kategoriích dopadu *Tvorba prachových částic*, *Fotochemický smog* a *Půdní eutrofizace*. Kategorie *Klimatická změna* a *Spotřeba fosilních surovin* vznikají v návaznosti na spotřebu neobnovitelného fosilního paliva a s tím spojenou emisí skleníkových plynů. Ostatní zmíněné kategorie mají na svědomí uvolňované emise, zejména emise NOX a prachových částic.

Zmíněné výsledky se však vztahují k dopravě vodíku na 100 km. V reálných specifických případech mají různé způsoby přepravy zpravidla odlišně dlouhou trasu, což je nutné uvažovat při volbě optimálního způsobu dopravy. Nejkratší reálné dopravní trasy je možné očekávat u silniční dopravy, u železniční dopravy je možné očekávat mírně vyšší vzdálenosti, a pro říční dopravu (pokud je možná) je nutné počítat s výrazně vyššími vzdálenostmi. Nejlepší varianta – doprava plynovodem – je v současné době kvůli neexistující infrastruktuře spíše výhledovou než reálnou možností.

5.4.1.3 Výroba, komprese a doprava vodíku

Na výsledky analýzy (výzkumná zpráva ÚJV 14982) výroby a dopravy vodíku je opět možné nahlížet z více hledisek. Je možné hodnotit výsledky v každé environmentální kategorii dopadu a výsledky po normalizaci a vážení. Při hodnocení z hlediska celkových environmentálních dopadů po normalizaci a vážení je nutné mít na paměti, že tyto výsledky jsou výrazně méně vědecky podložené, než výsledky ve formě charakterizace.

Při souhrnném pohledu na výše uvedené výsledky je možné konstatovat, že technologie výroby vodíku zůstává dle očekávání nejvýznamnější technologií pro celkové environmentální dopady po normalizaci a vážení, a zároveň i ve většině kategorií dopadu (až na výjimky uvedené níže). Pro technologie s vysokými environmentálními dopady výroby vodíku (zejména parní reforming zemního plynu, ale i elektrolytické varianty spotřebovávající elektřinu z CZ mixu) je vliv komprese a dopravy vodíku ve všech kategoriích velmi nízký. Podíl technologií komprese a dopravy vodíku začíná nabývat na významu u technologií s nízkými environmentálními dopady výroby vodíku, což je případ především elektrolytické výroby z FVE, a v řadě kategorií dopadu také elektrolytické výroby z JE a parního reformingu bioplynu.

Komprese vodíku při použití energie z CZ mixu dosahuje vždy vyššího podílu na environmentálních dopadech než doprava vodíku, a představuje tedy druhou nejvýznamnější technologii z celého řetězce. Environmentální dopady spojené s kompresí jsou dokonce vyšší než dopady spojené s výrobou vodíku pro jeho elektrolytickou výrobu z obnovitelné elektřiny (FVE) v kategoriích *Humánní toxicita- nekarcinogenní*, *Ionizační záření* a u varianty se SOEL i u kategorie *Spotřeba fosilních surovin*. U elektrolytické výroby vodíku z elektřiny z JE je komprese významnějším procesem než výroba vodíku u kategorií *Klimatická změna*, *Půdní eutrofizace*, *Humánní toxicita- nekarcinogenní*, *Tvorba prachových částic*, *Fotochemický smog* a *Spotřeba minerálních surovin a kovů*. Pro parní reforming bioplynu je komprese nejvýznamnějším procesem v kategoriích dopadu *Humánní toxicita- nekarcinogenní*, *Ionizační záření* a *Spotřeba fosilních surovin*.

Vzhledem k tomu, že environmentální dopady komprese vodíku představují velmi významnou položku u obnovitelných a nízkouhlíkových variant by bylo smysluplné u těchto variant preferovat ke kompresi vodíku také nízkouhlíkovou, respektive obnovitelnou elektřinu. Při použití elektřiny z FVE, respektive z JE je možné snížit celkové environmentální dopady komprese o cca 90 %, respektive 60 %. Environmentální dopady komprese v kategoriích *Klimatická změna* je takto možné snížit o 94 %, respektive 99 %.

Doprava vodíku je zodpovědná spíše za minoritní část environmentálních dopadů, což ovšem vychází z předpokladu vnitrostátní dopravy (dopravní vzdálenosti do 300 km). Elektrifikovaná vlaková doprava (zvoleno jako varianta s nízkými environmentálními dopady a existující infrastrukturou) je obecně k životnímu prostředí velmi šetrná a dosahuje do 5 % environmentálních dopadů celého technologického řetězce, jak v jednotlivých kategoriích dopadu, tak i po normalizaci a vážení. Silniční kamionová doprava (zvoleno jako varianta s nejvyššími environmentálními dopady) má výrazně vyšší dopady, které mohou v některých kategoriích dosahovat až 20 % environmentálních dopadů technologického řetězce.

5.5 Doporučení pro uživatele metodiky ze státní správy - shrnutí

Výroba Vodíku

- Elektrolytická výroba vodíku pomocí elektřiny z OZE má jednoznačný a významný přínos ke snížení environmentálních dopadů napříč všemi kategoriemi dopadu a jednoznačně má smysl ji podporovat
- Elektrolytická výroba vodíku pomocí elektřiny z jaderných elektráren má významný přínos v kategorii *Klimatická změna*, celkové environmentální dopady a dopady v ostatních kategoriích jsou relativně vysoké – podpora má tedy smysl, pokud je cílem urychlení dekarbonizace, bez ohledu na ostatní environmentální dopady
- Elektrolytická výroba vodíku pomocí energie z českého energetického mixu v současné době nedává smysl, budoucí změny energetického mixu povedou k výraznému zlepšení – přesto nebude takový vodík ani v roce 2050 zřejmě spadat do kategorie „nízkouhlíkový“

Doprava vodíku

- Doprava vodíku ve stlačené formě vykazuje na krátké vzdálenosti (v rámci ČR a pravděpodobně i v rámci EU) výrazně nižší environmentální dopady díky nižší energetické spotřebě komprese (oproti zkapalnění)
- Z hlediska environmentálních dopadů dopravy stlačeného vodíku vychází výrazně nejlépe doprava plynovodem, následovaná elektrifikovanou vlakovou dopravou – tyto způsoby dopravy jsou tedy dávají největší smysl z hlediska podpor výstavby infrastruktury
- změny energetického mixu ČR, tedy předpokládaný odklon od uhlí a zvýšení podílu OZE a JE zřejmě povede ke zvýraznění tohoto trendu (jedná se o způsoby dopravy spotřebovávající elektřinu)
- všechny způsoby dopravy založené na spalovacím motoru mají environmentální dopady výrazně vyšší
- Při zavedení obnovitelných paliv pro spalovací motory se však situace změní, v současné době vzhledem k nedostatku dat není možné tato paliva hodnotit - je však možné očekávat velmi nízké environmentální dopady zejména pro lodní dopravu

Komprese vodíku

- Jedná se o velmi významný proces pro obnovitelný (vyrobený elektrolýzou z OZE) a nízkouhlíkový vodík (vyrobený elektrolýzou z JE, případně parním reformingem bioplynu)
- Při použití elektrické energie z CZ mixu může představovat až 80 % uhlíkové stopy
- Při použití elektrické energie z FVE, respektive z JE je možné očekávat pokles celkových environmentálních dopadů o 90 % (FVE), respektive 60 % (JE) a pokles dopadů v kategorii *Klimatická změna* dokonce o 94 % (FVE), respektive 99 % (JE)
- Pro obnovitelný a nízkouhlíkový vodík se zdá smysluplné podporovat (vyžadovat) kompresi za použití obnovitelné, respektive nízkouhlíkové elektřiny

Výroba elektrolyzéru

- Představuje významné dopady v kategoriích *Spotřeba minerálních surovin* a *Sladkovodní ekotoxicita* a to zejména pro obnovitelný vodík
- Z hlediska celkových environmentálních dopadů jsou tyto dopady relativně málo významné

6 Vliv úniků zemního plynu při těžbě

Jedním z problémů modelování obecně je skutečnost, že model zpracovává pouze data, která jsou mu zadána. Při tvorbě modelů jsou zadávána pouze data, která jsou známá. Tedy pokud např. vzniká emise znečišťující látky, která není známá/evidovaná, tak nemůže být do modelu zahrnuta. Dále je také možné, že o dané vznikající emisi existuje povědomí, ale není spolehlivá informace o jejím rozsahu – tedy o konkrétním množství vypuštěné znečišťující látky. Toto je případ úniků zemního plynu při jeho těžbě, kdy blíže neurčené množství zemního plynu (metanu) je při těžbě vypuštěno do atmosféry.

Hodnota měrných emisí výroby vodíku pomocí parního reformingu v kapitole 5.1 vychází z environmentálního modelu, viz Kapitola 4.3. V environmentálním modelu byla pro modelování environmentálních dopadů těžby zemního plynu použita hodnota ze softwarové databáze GaBi, která nezahrnuje úniky zemního plynu při těžbě (zahrnuje pouze úniky při dopravě zemního plynu, které mohou být poměrně dobře měřeny). Tímto je hodnota měrných emisí PRZP (parní reforming zemního plynu) podhodnocena. Cílem této kapitoly je provést co nejpřesnější odhad environmentálních dopadů, které jsou spojeny s úniky zemního plynu při těžbě a o jejichž hodnotu by měly být hodnoty měrných emisí parního reformingu zemního plynu navýšeny.

6.1 Odhad množství úniků zemního plynu při těžbě

V posledních letech se problematice úniků zemního plynu věnuje řada studií a autorů. Zatímco úniky metanu při úpravě a dopravě zemního plynu jsou celkem konzistentně hodnoceny napříč studiemi, u odhadů úniků při těžbě je možné najít poměrně široký rozptyl hodnot. Ve většině případů se jedná spíše o odhady než o přesná měření.

Dle posledního odhadu americké EPA [41] pochází 27 % veškerých úniků metanu (spojených s životním cyklem zemního plynu) z jeho těžby, dalších 37 % z dálkového přenosu, 24 % z distribuce a 12 % ze zpracování zemního plynu. Celkové úniky zemního plynu jsou odhadovány na 1 – 4 % z objemu vytěženého plynu, přičemž nejvíce pravděpodobná varianta je vyčíslena na hodnotu 1,4 %, která je v současnosti udávaná jako oficiální hodnota úniků metanu dle EPA. Z výše uvedeného je tedy možné odvodit, že úniky zemního plynu při těžbě jsou EPA odhadovány na cca 0,4 % vytěženého plynu a následné úniky při zpracování a dopravě na cca 1 %. Tento odhad ovšem pochází z roku 2011.

Novější studie, založené na datech ze satelitních snímků a leteckých fotografických měření nad plynovými ložisky, udávají vyšší odhady. Aktuální studie z roku 2021 [42] udává hodnoty v rozmezí cca 1,7 – 6 % pro zemní plyn (a 3,6 – 7,9 % pro břidlicový plyn). Průměrná hodnota úniků metanu při těžbě v USA dosahuje dle studie 2,6 % množství těženého plynu [41]. Celkové úniky (včetně úniků ze zpracování a dopravy plynu) jsou odhadovány na 3,5 %. Tedy pro úniky zemního plynu se jedná o cca 6,5x vyšší hodnotu, než udává EPA (2,6 % oproti 0,4 %).

V této kapitole bude pro model environmentálních dopadů úniků zemního plynu při těžbě použita hodnota z aktuální studie, tj., 2,6 % [41].

6.2 Environmentální dopady úniků zemního plynu při těžbě

Po zahrnutí úniků metanu při těžbě zemního plynu na úrovni 2,6 % do environmentálního modelu dostaneme následující měrné emise pro PRZP:

- *Klimatická změna* 13,49 kg CO₂ eq., tedy nárůst o 31,2 %
- *Sladkovodní ekotoxicita* 1,67 CTUe, tedy nárůst o 4,9 %
- *Humánní toxicita- nekarcinogenní* 1,19E-07 CTUe, tedy nárůst o 2,2 %
- *Ionizující záření* 0,01 kBq U235 eq., tedy nárůst o 2,17 %
- *Spotřeba fosilních surovin* 183,93 MJ, tedy nárůst o 3,59 %
- *Spotřeba minerálních surovin* 9,23E-07 kg Sb. eq., tedy nárůst o 3,5 %
- *Single Score* hodnota měrných emisí 6,33E-04, tedy nárůst o 17,91 %

Vzhledem k tomu, že pro odhady úniků zemního plynu při těžbě existuje poměrně široké rozmezí odhadů, je dále vyčíslen vliv zvýšení množství úniků při těžbě o 1 % vytěženého množství. Pomocí těchto hodnot je možné snadno dopočítat environmentální dopady úniků plynu při těžbě po změně odhadu.

Nárůst úniků zemního plynu o každé 1 % těženého objemu představuje nárůst:

- *Klimatické změny* o 12 %
- *Sladkovodní ekotoxicity* o 1,89 %
- *Humánní toxicity- nekarcinogenní* o 0,86 %
- *Ionizujícího záření* o 0,83 %
- *Spotřeby fosilních surovin* o 1,38 %
- *Spotřeby minerálních surovin* o 1,35 %
- a *Single Score* hodnoty o 6,89 %

Z výše uvedeného je patrné, že úniky zemního plynu při těžbě mají sice určité environmentální dopady ve všech kategoriích, ale nejvýrazněji se projeví v kategorii *Klimatická změna* (často označovaná jako uhlíková stopa). Hodnota uhlíkové stopy pro vodík z PRZP je v odborné literatuře udávána na 9 – 12 kg CO₂ eq./kg H₂. Nejčastěji je používána hodnota 10 kg CO₂ eq./kg H₂, od které se odvíjí i definice tzv. nízkouhlíkového a obnovitelného vodíku. Tento vodík musí dosahovat úspory alespoň 70 % emisí skleníkových plynů – tedy jeho uhlíková stopa musí být menší než 3 kg CO₂ eq./kg H₂. Hodnota 10 kg CO₂ eq./kg H₂ poměrně dobře koresponduje s výsledkem LCA analýzy 10,63 kg CO₂ eq./kg H₂, ovšem po zahrnutí úniků zemního plynu z těžby se jedná o hodnotu, která je cca o 35 % podhodnocená.

7 Postup rozboru nejistoty výsledků

Norma ČSN EN ISO 14040 [1] žádnou zmínku o nejistotě neobsahuje. Vzhledem k novosti metodiky LCA neexistuje stále ještě jasný konsenzus ohledně nejvhodnějšího způsobu hodnocení nejistot, a různí autoři tedy k nejistotě výsledků analýz přistupují různými metodami. Z tohoto pohledu tedy není zřejmé, jakým způsobem je nejvhodnější k vyhodnocení nejistot přistoupit. Zvažováno bylo několik přístupů, založených na rozsahu nejistot vstupujících dat.

Řešitelský tým v rámci předchozích projektů vypracoval vlastní postup pro vyhodnocení (respektive odborný odhad) nejistot výsledků. Tento postup sestává ze 7 dílčích fází:

1. Určení kategorií dopadu, jež mají podíl na celkovém environmentálním dopadu po normalizaci a vážení alespoň ve výši 10 %.
2. Pro každou kategorii dopadu jsou určeny fáze života (stavba, provoz, decommissioning) s podílem environmentálních dopadů vyšším než 10 %.
3. V každé životní fázi vytknout dílčí procesy s majoritním podílem, či s podílem ve výši alespoň 10 %.
4. Pro každý proces je stanoven postup, kterým byla získána procesní data do environmentálního modelu. Tímto způsobem bude vytvořena tabulka/soubor dat, z nichž bude vycházet odhad stanovení nejistoty.
5. Pro každý z klíčových procesů je stanoveno rozpětí nejistoty jejich stanovení, vycházející z tabulky vytvořené na základě odborného odhadu výzkumného týmu a doporučení vycházející z mezinárodní literatury a standardů.
6. Implementace stanovených rozpětí nejistot pro určené parametry do procesu a zjištění/stanovení jejich dílčích vlivů na výši hodnot dopadů na úrovni kategorií dopadu.
7. Určení souhrnné hodnoty celkového rozpětí pro danou kategorii dopadu, jako součtu dílčích hodnot nejistot jednotlivých procesů.

V rámci fáze pět byl vytvořen soubor dat, z něhož lze stanovit odhad minimální nejistoty vstupních dat v rámci prováděných LCA analýz a definovaných vstupních předpokladů. V rámci tohoto souboru byl pomocí odborného odhadu a na základě literární rešerše a studie obdobných postupů (pro jiné aplikace) vytvořen vztah mezi základními vstupními kameny analýz (procesů a parametrů), kvality dat a informací (při respektování limitů/omezení daných plánovanými cíli aktivit) a hodnoty rozpětí nejistoty jejich stanovení. Výstup z této fáze je shrnut v Tabulka 14.

Tabulka 14: Stanovení nejistoty vstupních dat

Nejistota	Proces	Klíčový parametr
5%	vytvořený proces na základě reálných vstupních dat, ověřený databázový proces splňující podmínku relevantnosti procesu v místě a čase definovaném studii	z reálných dat či dat z ověřené nezávislé databáze (IRZ, EPER atd.) odpovídající totožnému procesu, v místě a čase definovaném
10%	DP splňující podmínku relevantnosti procesu v místě a čase definovaném studii	dopočtený či s využitím z dat z totožného procesu v místě a čase
20%	DP splňující podmínku relevantnosti procesu v místě, avšak ne v čase	stanovený z veřejně dostupných dat z literatury na základě totožného procesu nezávislém na čase ani místě
30%	DP odpovídající svým charakterem, ale definovaný v jiném místě či čase než studie	stanovený z veřejně dostupných dat z literatury na základě obdobného procesu v místě a čase nezávislém
40%	DP - není zcela totožný ale obdobný, tudíž ho lze využít pro přiblížení problematiky řešené ve studii	expertní odhad na základě obdobného procesu
50%	DP bez možnosti ověření jeho relevantnosti k řešenému problému studie	odhad na základě obdobného procesu bez verifikace z jiných prostředků

8 Zdůvodnění novosti postupů

Předkládaná metodika popisuje obecný postup hodnocení environmentálních dopadů metodou LCA se zaměřením na technologie výroby a dopravy vodíku. Novost metodiky oproti normám ČSN EN ISO 14040 [1] a 14044 [2] spočívá v zaměřením na konkrétní oblast – technologie výroby a dopravy vodíku – a představuje tedy ekvivalent v současné době neexistujícího PCR, respektive PEFCR s regionálním zaměřením na ČR. Metodika obsahuje doporučený pracovní postup a přehled klíčových bodů a jejich zohlednění v prováděné LCA analýze. Dále metodika obsahuje postup pro určení měrných emisí na základě environmentálních kategorií dopadu, včetně hodnot těchto měrných emisí pro vybrané technologie výroby a dopravy vodíku (získaných ve dříve provedené LCA analýze).

Novost postupů, které metodika přináší je možné shrnout do následujících bodů:

- Doporučení pro vymezení a volbu funkční jednotky
- Přehled možných zjednodušení analýzy (zanedbané toky) pro zachování relevance výsledků
- Ukázka možných literárních zdrojů pro sběr dat a doporučení uvažované životnosti technologií výroby vodíku
- Postup stanovení významných environmentálních kategorií dopadu pro výrobu a dopravu vodíku
- Postup stanovení kategorií měrných emisí pro výrobu a dopravu vodíku
- Hodnoty měrných emisí pro vybrané technologie výroby vodíku
- Hodnoty měrných emisí pro vybrané typy dopravy vodíku
- Hodnoty měrných emisí pro kompresi vodíku
- Hodnocení relativní významnosti environmentálních dopadů procesů výroby, komprese a dopravy vodíku pro různé technologie
- Postup zahrnutí úniků zemního plynu při těžbě do LCA analýzy parního reformingu zemního plynu
- Postup hodnocení nejistoty výsledků analýzy

9 Popis uplatnění

Uplatnění metodiky je v návaznosti na cíle metodiky (viz Kapitola 2) předpokládáno dvojí:

1. Při provádění LCA analýz v komerční i nekomerční sféře
2. Jako informační podklad pro státní správu

1. Uplatnění metodiky při provádění LCA analýz

Metodika může být využívána jako pomůcka při zpracování LCA analýz technologií výroby a dopravy vodíku (zejména pro využití pro vodíkovou mobilitu), a to jak v soukromém, tak v komerčním sektoru. Může být využita jak vlastními výrobci a dopravci vodíku k vyčíslení environmentálních dopadů jejich technologií, tak i odběrateli vodíku pro porovnání dodavatelů a optimalizaci z hlediska minimalizace environmentálních dopadů.

2. Uplatnění metodiky jako informační podklad pro státní správu

Předkládaná metodika byla připravena v rámci projektu CK02000044 „Progresivní rozvoj vodíkového hospodářství v dopravě ČR“, jehož cílem je příprava informačních podkladů pro státní správu – konkrétně Ministerstvo dopravy – pro efektivní podporu vodíkové mobility. Metodika spolu s výzkumnou zprávou ÚJV 14982 představují hlavní informační podklady o vznikajících environmentálních dopadech při výrobě, úpravě, kompresi a dopravě vodíku. Metodika shrnuje hlavní závěry provedené LCA analýzy technologií výroby a dopravy vodíku v Kapitole 5.4.1. V Kapitolách 5.1 až 5.3 jsou uvedeny hodnoty měrných emisí, které charakterizují významné environmentální dopady vznikající při výrobě, dopravě a kompresi vodíku. Dále jsou v Kapitole 5.5 shrnuty hlavní závěry a doporučení, vyplývající z provedené analýzy. Tyto podklady mohou být použity pro efektivní tvorbu podpůrných nástrojů rozvoje vodíkové mobility, a další rozvoj vodíkové ekonomiky.

10 Seznam publikací a studií, které předcházely metodice

Předkládaná metodika je založena na postupech a výsledcích výzkumné zprávy ÚJV 14982 projektu CK02000044:

- (1) Štefanica J., Horák P., Doucek A. *Analýza vybraných technologií výroby a dopravy H2*. Odborná zpráva k projektu CK02000044, ÚJV 14982; Řež, Česká republika, 2022.

Zároveň se metodika částečně opírá o poznatky a zkušenosti z předchozího projektu TH03020169:

- (2) Štefanica, J., Zakuciová, K., Šerešová, M., Vitvarová, M., Kočí, V., Vlček, Z. *Analýza Životního Cyklu Vybraných Způsobů Výroby Elektřiny v ČR*. Odborná Zpráva k Projektu TH03020169, ÚJV 14841,1. Revize; Řež, Česká republika, 2020.
- (3) Štefanica, J., Zakuciová, K., Šerešová, M., Vitvarová, M., Kočí, V., Vlček, Z. *Analýza Životního Cyklu Vybraných centralizovaných a decentralizovaných zdrojů tepla*. Odborná Zpráva k Projektu TH03020169, ÚJV 14918; Husinec-Řež, Česká republika, 2021.
- (4) Štefanica, J., Šerešová, M., Vitvarová, M., Kočí, V., Havlík, M., Vlček, Z. *Hodnocení změn environmentálních dopadů v energetice*. Odborná Zpráva k Projektu TH03020169, ÚJV 14920; Řež, Česká republika, 2021.

Dále metodika vychází z dvou dříve vydaných metodik k projektu TH03020169:

- (5) Štefanica, J., Zakuciová, Kočí, V., K., Šerešová, M., Vitvarová, M. *Metodika 1 - Stanovení hranic systému LCA výroby elektřiny a tepla*. Vydáno jako odborná Zpráva k Projektu TH03020169, ÚJV 14917; Husinec-Řež, Česká republika, 2021.

Lektorovali: Ing. Jakub Maščuch, Ph.D., Ing. Luboš Nobilis

- (6) Kočí, V., Vitvarová, M., Šerešová, M., Štefanica, J., Zakuciová, K. *Metodika 2 – Stanovení významných kategorií environmentálních dopadů a charakterizačních faktorů*. Vydáno jako odborná Zpráva k Projektu TH03020169, VŠCHT Praha; Praha, Česká republika, 2021.

Lektorovali: Ing. Jakub Maščuch, Ph.D., Ing. Luboš Nobilis

11 Literatura

- [1] - ČSN EN ISO 14040
- [2] - ČSN EN ISO 14044
- [3] - The International EPD System, <https://www.environdec.com/pcr-library>
- [4] - Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Dostupné z: https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf
- [5] – V. Kočí. Environmentální dopady: Posuzování životního cyklu. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2013.
- [6] - GUINÉE, Jeroen. LCA resources at CML-IE [online]. 2002. Dostupné z: <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/index.html>
- [7] - 2013/179/EU: Doporučení Komise ze dne 9. dubna 2013 o používání společných metod pro měření a sdělování environmentálního profilu životního cyklu produktů a organizací Text s významem pro EHP (OJ L 124 04.05.2013, p. 1, ELI: <http://data.europa.eu/eli/reco/2013/179/oj>)
- [8] - Product Category Rules, EPD portal, <https://www.environdec.com/product-category-rules-pcr/the-pcr>
- [9] - Organisation Environmental Footprint Sector Rules Guidance, https://ec.europa.eu/environment/eusssd/smcp/pdf/OEFSR_guidance_v6.3.pdf
- [10] - ČSN EN ISO 14025
- [11] - COMMISSION, European. European Platform on Life Cycle Assessment [online]. 2021. Dostupné z: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/EnvironmentalFootprint.html>
- [12] - EC-JRC. Product Environmental Footprint (PEF) Guide. European Commission Joint Research Centre [online]. 2012, 154. Dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/eusssd/pdf/footprint/PEF_methodology_final_draft.pdf
- [13] - SUIKKANEN, Johanna a Ari NISSINEN. Product environmental footprint analysis (2020), Reports of the Finnish Environment Institute 15/2020. ISBN 978-952-11-5158-3
- [14] - FAZIO, S, F BIGANZIOLI, V DE LAURENTIIS, L ZAMPORI, Serenella SALA a E DIACONU. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods, version 2, from ILCD to EF 3.0, EUR 29600 EN, European Commission, Ispra, 2018, ISBN 978-92-79-98584-3. PUBSY No. JRC114822. [online]. 2018. Doi: 10.2760/002447
- [15] - SAOUTER, E, F BIGANZOLI, L CERIANI, D VERSTEEG, E CRENNAN, L ZAMPORI, S SALA a R PANT. Environmental Footprint: Update of Life Cycle Impact Assessment Methods - Ecotoxicity freshwater, human toxicity cancer, and non-cancer. EUR 29495 EN. [online]. 2020. Doi: 10.2760/56750

- [16] - KADRNOŽKA, Jaroslav. Globální oteplování Země: příčiny, průběh, důsledky, řešení. Nedatováno.
- [17] - J.T. HOUGHTON, B.A. Callander and S.K. Varney. Climate Change 1992: The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. 1992.
- [18] - WMO/UNEP Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1998. 1999.
- [19] - WUEBBLES, D.J. Summary of the LLNL one-dimensional transport-kinetics model of the troposphere and stratosphere: 1981, report, September 1, 1981; [Livermore,] California.
- [20] - Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S. et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 13, 532–546 (2008). <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
- [21] - CYCLE, UNEP/SETAC Life. Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 1. nedatováno.
- [22] - NIBLICK, Briana, United STATES a Environmental PROTECTION. Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 2. 2019, 2(January).
- [23] - DREICER, M ; TORT, V ; MANEN, P. ExterneE: Externalities of energy Vol. 5. Nuclear. 1995.
- [24] - FRISCHKNECHT, ROLF, A. BRAUNSCHWEIG, PATRICK HOFSTETTER and P. SUTER. Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 20 (2000): 159-189. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00042-6](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00042-6)
- [25] - MIRZAIIE, Sahar, Mihaela THURING, Karen ALLACKER a Huijbregts et. AL. Indicators and targets for the reduction of the environmental impact of EU consumption : Basket of-products indicators and prototype targets for the reduction of environmental impact of EU consumption. *International Journal of Life Cycle Assessment* [online]. 2018, 50(6), 115. ISSN 16147502. doi:10.2760/671368.
- [26] - ELORRI IGOS, LIST, EVERT BOUMAN, NILU, ELENA SEMENZIN, UNIVE. Draft guidelines regarding the quantification of lifecycle environmental and human health risk indicators. 2020.
- [27] - HUIJBREGTS, MAJ, Z J N STEINMANN, P M F M ELSHOUT, G STAM, F VERONES, M D M VIEIRA, M ZIJP a R VAN ZELM. ReCiPe 2016 - A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. National Institute for Public Health and the Environment [online]. 2016, 194. ISSN 0948-3349. Dostupné z: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>
- [28] - ALTENSTEDT, Johanna a Karin PLEIJEL. An alternative approach to photochemical ozone creation potentials applied under european conditions. *Journal of the Air and*

Waste Management Association [online]. 2000, 50(6), 1023–1036. ISSN 10473289.
doi:10.1080/10473289.2000.10464145.

- [29] - Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M. et al. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator (14 pp). *Int J Life Cycle Assessment* 11, 403–416 (2006).
<https://doi.org/10.1065/lca2005.06.215>
- [30] - GOEDKOOP, Mark, Reinout HEIJUNGS, Mark HUIJBREGTS, An De SCHRYVER, Jaap STRUIJS a Rosalie Van ZELM. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level [online]. 2009. Dostupné z: http://www.presustainability.com/download/misc/ReCiPe_main_report_final_27-02-2009_web.pdf
- [31] - POSCH, Maximilian, Jyri SEPPÄLÄ, Jean Paul HETTELINGH, Matti JOHANSSON, Manuele MARGNI a Olivier JOLLIET. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment* [online]. 2008, 13(6), 477–486. ISSN 09483349. Doi: 10.1007/s11367-008-0025-9
- [32] - STRUIJS, Jaap, Arthur BEUSEN, Dick DE ZWART a Mark HUIJBREGTS. Characterization factors for inland water eutrophication at the damage level in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* [online]. 2011, 16(1), 59–64. ISSN 09483349. Doi: 10.1007/s11367-010-0232-z
- [33] - HENRYSON, Kajsa, Per Anders HANSSON a Cecilia SUNDBERG. Spatially differentiated midpoint indicator for marine eutrophication of waterborne emissions in Sweden. *International Journal of Life Cycle Assessment* [online]. 2018, 23(1), 70–81. ISSN 16147502. Doi: 10.1007/s11367-017-1298-7
- [34] - ROSENBAUM., R.; HAUSCHILD, M.Z.; HUIJBREGTS, M.A.J. Ecotoxicity. *Life Cycle Impact Assessment Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*. 2015.
- [35] - European Commission, Joint Research Centre, Pant, R., Sala, S., Crenna, E., et al., Global normalisation factors for the environmental footprint and Life Cycle Assessment, Publications Office, 2018, <https://data.europa.eu/doi/10.2760/88930>
- [36] - BOS, Ulrike, Rafael HORN, Tabea BECK, Jan Paul LINDNER a Matthias FISCHER. LANCA - Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment - v2.0, Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP. Fraunhofer Institute [online]. 2016, 166. Dostupné z: <https://www.bookshop.fraunhofer.de/buch/LANCA/244600>
- [37] - ANSORGE, Libor. AWARE Specifics of the AWARE characterization model for water footprint assessment [online]. 2018, (June), 11–15. Dostupné z: doi:10.3260/entecho.2017.11.003

- [38] - Boulay, AM., Bare, J., Benini, L. et al. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *Int J Life Cycle Assess* 23, 368–378 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>
- [39] - Crenna, E., Secchi, M., Benini, L. et al. Global environmental impacts: data sources and methodological choices for calculating normalization factors for LCA. *Int J Life Cycle Assess* 24, 1851–1877 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01604-y>
- [40] - SALA, Serenella, Alessandro Kim CERUTTI a Rana PANT. Development of a weighting approach for the Environmental Footprint [online]. 2018. ISBN 97892796804127. Dostupné z: doi:10.2760/446145
- [41] - Inventory of US Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2009 (EPA Publication 430-R-1-005). (2011).
- [42] - Howarth RW. Methane and climate change. In: Stolz JF, Griffin WM, Bain DJ, editors. *Environmental Impacts from Development of Unconventional Oil and Gas Reserves*. Cambridge, UK: Cambridge University Press; 2021.
- [43] - Spath P. L., et al: Life Cycle Assessment of Hydrogen Production via Natural Gas Steam Reforming, National Renewable Energy Laboratory, 2001. Dostupné z: <https://www.nrel.gov/docs/fy01osti/27637.pdf>
- [44] – Thornhill W. Avoiding the PEM bottleneck—Iridium-based catalysts for giga-scale production. H2TECH, 2023. Dostupné z: <https://h2-tech.com/articles/2023/february-2023/special-focus-process-project-optimization/avoiding-the-pem-bottleneck-iridium-based-catalysts-for-giga-scale-production/>
- [45] - Ellison A. J. G., Navrotsky A.: Entalpy of Formation of Zircon, *Journal of the American Ceramic Society* 1992 (volume 75).
- [46] - Usai L., et al.: Life cycle assessment of fuel cell systems for light duty vehicles, current state-of-the-art and future impacts, *Journal of Cleaner Production* 2021 (Volume 280), Part 2, 125086.
- [47] - Zhao G., et al: Life cycle assessment of H2O electrolysis technologies, *International Journal of Hydrogen Energy* 2022 (volume 45), p. 23765-23781.
- [48] - KOČÍ, Vladimír. Posuzování životního cyklu Life Cycle Assessment - LCA. Vyd.1. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 2009. ISBN 978-80-86832-42-5.

12 Přílohy

12.1 Doklad o certifikaci metodiky