

Environmentální stopy jako indikátory udržitelnosti. Kde se vzaly a co vlastně znamenají?

Environmental footprints as indicators of sustainability. Where did they come from, and what do they mean?

Jan Matušík¹ | Vladimír Kočí²

INFORMACE O ČLÁNKU

DOI 10.35933/ENTECHO.2021.004

HISTORIE

Datum doručení: 29. 8. 2021

Datum revize: 28. 9. 2021

Datum akceptace: 16. 10. 2021

AFILACE

Fakulta technologie ochrany prostředí VŠCHT Praha
Technická 5, 166 28 Praha 6

¹ matustij@vscht.cz

ORCID: 0000-0001-9161-4160

² vlad.koci@vscht.cz

ORCID 0000-0001-9428-8655

KLÍČOVÁ SLOVA

Environmentální stopy; ekologická stopa; uhlíková stopa; vodní stopa; environmentální indikátory

KEYWORDS

Environmental footprints; ecological footprint; carbon footprint; water footprint; environmental indicators

ABSTRAKT

Se vzrůstající závažností současných environmentálních problémů roste poptávka po nástrojích, jak měřit a zobrazovat faktory, které tyto problémy způsobují. Často využívaným způsobem prezentace vlivu člověka na životní prostředí jsou indikátory environmentální stopy. Ačkoliv se slovo „stopa“ běžně využívá i v každodenním diskursu v populárních médiích, málokdy je zcela jasné, co za tímto pojmem stojí. Od devadesátých let minulého století bylo představeno mnoho studií environmentálních stop vyznačujících se často velmi odlišnými metodami a cíli. Rozdílné definice stopy jako indikátoru a různé přístupy k jejich kvantifikaci a využívání vedou ke stavu, kdy se pod stejným jménem prezentují velmi odlišné indikátory a často protichůdné závěry a doporučení. Nepochopení základních principů a metod na nichž jsou tyto studie postaveny může vést na jedné straně k nekritickému přijímání všech výsledků, na straně druhé k naprostému odmítání celého konceptu. Cílem tohoto článku je představit vývoj a základní principy u nejvýznamnějších environmentálních stop – ekologické stopy, uhlíkové stopy, vodní stopy, stopy na krajinu, materiálové stopy a dalších), a uvést základní body sporů a debat ohledně charakteru environmentálních stop a nastínit tak možnosti jejich budoucího vývoje.

ABSTRACT

With the growing severity of the environmental issues of today grows the demand for means to quantify and demonstrate the factors contributing to those problems. A common approach to depict the influence humans have on the environment are the footprint indicators. Although the term “footprint” is commonly used in the everyday discourse in mainstream media, it is rarely clear what this term means. Since the 1990s, there were presented many studies of environmental footprints, often based on very diverse principles and methods. The various definitions of footprint indicators and the various approaches to their quantification result in the current situation, when very different indicators and contrasting recommendations are often presented under the same name. The lack of understanding of the basic principles and methods can lead, on the one hand, to an uncritical acceptance of all such studies; on the other hand, the misunderstanding can lead to a complete rejection of the entire concept. The goal of this paper is to introduce the evolution and basic principles of the most prominent environmental footprints – i.e., ecological footprint, carbon footprint, water footprint, land footprint, material footprint and others, present the main discussion points regarding the character of environmental footprints, and outline the possibilities of the future development.

1 Úvod

Předložený článek je českou upravenou verzí článku *What is a footprint? A conceptual analysis of environmental footprint indicators* (Matušík a Kočí, 2020), která byla publikována v časopise *Journal of Cleaner Production*.

Změny ve fungování planety Země již dosahují takových rozměrů, že dle mnohých autorů nastává nová geologická epocha, Antropocén. Ať tuto epochu definujeme jakkoliv (viz Lewis a Maslin, 2015) – například Steffen et al. (2007) sledují změnu koncentrace oxidu uhličitého, zatímco Waters et al. (2016) sledují stratigrafické záznamy – shoda je na tom, že vliv lidské aktivity na fungování zemských systémů začíná konkurovat samotným silám přírody. Důkazy změn vyvolaných člověkem

se kupí: globální pokles biodiverzity dosahuje takových rozměrů, že je některými označován za šesté masové vymírání (Ceballos et al., 2015); tento pokles biodiverzity je dále prohlubován antropogenní změnou klimatu (Bellard et al., 2012), která ohrožuje život tak, jak jej známe – a čas k jejímu zmírnění se rychle krátí (IPCC, 2021); dalším problémem spojeným se změnou klimatu je také zvýšená frekvence období sucha a nedostatku vody (Gosling a Arnell, 2016), jež je ale také způsobena zásahy do dynamiky cyklu vody (Haddeland et al., 2014), nadměrným odběrem vody (Kiem et al., 2016) nebo jejím chemickým znečištěním; s vodou spojeným problémem je eutrofizace způsobená vypouštěním dusíku a fosforu (Conley et al., 2009); a lidská činnost vede k mnoha dalším environmentálním problémům. Významným faktorem limitujícím rozvoj lidské společnosti je také nadměrné vy-

užívání omezených přírodních zdrojů. Je jasné, že pokud chce lidstvo na této planetě dlouhodobě přežít, musí změnit způsob, jakým tuto planetu ovlivňuje.

Snaha lidstva o změny způsobu ovlivňování planety byla, mimo jiné, převedena do konceptu udržitelnosti tak, jak byl prvně formulován ve zprávě *Naše společná budoucnost* z roku 1987 (UN, 1991). Od té doby bylo prezentováno mnoho definic „udržitelnosti“ a „udržitelného rozvoje“ a mnoho propojených přístupů (Glavič a Lukman, 2007). Udržitelnost, která směřuje k pozitivní změně a ne pouze k minimalizaci dopadů (Pope et al., 2004), stojí na třech pilířích: kvalita životního prostředí, ekonomická prosperita a sociální spravedlnost (Mori a Christodoulou, 2012), mezi kterými mohou snadno nastat konflikty zájmu. V tomto kontextu lze rozlišovat mezi „silnou udržitelností“, kdy ztráty na životním prostředí nemohou být kompenzovány ekonomickým ziskem a „slabou udržitelností“, kde „směny“ mezi prostředím a společností mohou nastat, pokud vedou k celkovému zisku (Pope et al., 2004). Nicméně, ať přijmeme jakýkoliv přístup k rozhodnutí o udržitelnosti nějaké aktivity, potřebujeme vždy velké množství informací. Například informace o funkci ekosystémů, o množství vypouštěných škodlivých emisí nebo o množství spotřebovaných zdrojů. Již několik desetiletí proto probíhá snaha převést tuto masu informací do srozumitelnější podoby pomocí environmentálních hodnocení a komplexních indikátorů.

Autoři si také nejméně od sedmdesátých let uvědomují, že je třeba posuzovat nejen přímé, ale i nepřímé dopady lidské aktivity (Patterson et al., 2017). Během let bylo vyvinuto mnoho technik, jako bilance energie nebo exergie (*exergy*), environmentální Input-Output analýza a další (Marques et al., 2017). Významnou pozici mezi nimi drží metoda **Posuzování životního cyklu** (*Life Cycle Assessment – LCA*), která je značně rozšířena a ISO standardizována (Guinée et al., 2011). Příbuzným konceptem je **měření stop**, poprvé navržené Reesem (1992) v devadesátých letech jako indikátor Ekologická stopa. Od té doby se koncept stop rozšířil o další environmentální problémy a stopy jsou populárně přijímány jako souhrnné indikátory udržitelnosti (Čuček et al., 2012). Na druhou stranu, a možná právě kvůli intuitivnosti jejich názvu, stopy zdaleka nedosáhly stejné úrovně standardizace jako LCA. Pod stejným jménem se často skrývají výrazně odlišné metodologické přístupy, což vede k neporovnatelným výsledkům. Přestože je pojem „stopa“ často používán i v hromadných sdělovacích prostředcích, většina lidí má pouze omezené informace o tom, co tento koncept zahrnuje. Tento stav převládá i na akademické půdě. Nepochopení principu může na jedné straně vést k nekritickému přijímání všech výsledků, na druhé straně ke skepticizmu a naprostému odmítání. Cílem tohoto textu je shrnout různé definice a přístupy v analýze environmentálních stop a kriticky zhodnotit odlišné pohledy na to, co stopy jsou nebo by měly být. Rádi bychom poskytli klíč k současné literatuře a debatě o stopách a alespoň částečně rozptýlili mlhu nepochopení.

2 Přehled environmentálních stop

Dříve, než začneme analyzovat jednotlivé stopy, je nutné zodpovědět otázku: *Co je to vlastně stopa?* Zde se totiž nachází hlavní problém. Poprvé byl název **stopa** (*footprint*) použit pro svou snadnou srozumitelnost a znamenal doslova plochu země někým přivlastněnou a ovlivněnou – „obtisk něčí činnosti v krajině“ (Rees a Wackernagel, 1996). Během let se definice rozšířila na „indikátor lidského tlaku na životní prostředí“ (Hoekstra a Wiedmann, 2014), což je ale tak široká definice, že může zahrnovat velmi různorodou škálu přístupů, které mají, kromě jména, málo společného.

V tomto textu byl tedy zvolen pragmatický přístup, že stopou je to, co je stopou nazýváno. Aby toho nebylo málo, byly navrženy také stopy jako indikátory dopadu na společnost a ekonomiku (viz Čuček et al., 2012). V rámci zjednodušení se ale budeme věnovat pouze těm nejvýznamnějším a nejběžnějším environmentálním stopám, jaké bývají zahrnuty v Rodině stop (*Footprint family*) (Galli et al., 2012). Budeme

se zabývat především metodami a definicemi aplikovanými v akademickém výzkumu a literatuře, ačkoliv je nutno uznat, že koncept stop vděčí za svou popularitu především masmédiím, NGOs a byznysu.

2.1 Ekologická stopa

Dějiny stop se začaly psát v devadesátých letech minulého století, kdy Rees a Wackernagel poprvé použili termín ekologická stopa (*ecological footprint – EF*) pro indikátor spotřeby přírodních zdrojů (Rees, 1992; Rees a Wackernagel, 1996). V kontextu kritiky (neo)klasické ekonomie, která ignoruje přírodní limity růstu, autoři navrhli ekologickou stopu jako alternativu k HDP (Wackernagel a Rees, 1997). Během let se ustálila definice ekologické stopy jako „celkové plochy krajiny a vody v různých ekologických kategoriích, kterou účastníci ekonomiky potřebují k produkci zdrojů, které konzumují a k absorpci odpadů, které produkují...“ (Wackernagel a Rees, 1997). Celý koncept ekologické stopy stojí na představě, že „produktivní krajina je dobré *proxy* pro mnoho materiálových toků a služeb, které přírodní kapitál poskytuje“ (Wackernagel a Rees, 1997). Je ovšem očividné, že mnoho dopadů lidské společnosti (možná většina) nemůže být přímo převedena na plochu krajiny. Z toho důvodu se původně ambiciózní plán komplexního indikátoru udržitelnosti značně scvrkl.

Dnešní **ekologická stopa**, jak jí definuje *Global Footprint Network – GFN* (footprintnetwork.org), zahrnuje plochu zemědělské půdy, pastvin, lesů produkujících dřevo, zastavěné půdy a rybářských lovišť na straně spotřeby a plochu lesa potřebnou k absorpci oxidu uhličitého na straně emisí (Lin et al., 2018). Významnou součástí ekologické stopy je také kvantifikace „biokapacity“ (*biocapacity*), schopnosti planety tyto služby poskytovat. Jednotkou ekologické stopy i biokapacity je „globální hektar“, hypotetický hektar průměrné globální produktivity (pro více informací o metodologii výpočtu viz Lin et al., 2019). Situace, kdy spotřeba přesáhne kapacitu, se nazývá „přestřelení“ (*overshoot*). Indikátor ekologická stopa se stal během let velmi populárním. Jedním ze známých výstupů GFN jsou výpočty stop jednotlivých států (*National Footprint Accounts*) (Borucke et al., 2013; Lin et al., 2018). Velmi mediálně vděčný je také „Den přestřelu“ (*Earth Overshoot Day*), tedy „den, kdy lidstvo spotřebuje více přírodních zdrojů a služeb, než je za daný rok Země schopna poskytnout“ (overshootday.org). Koncept ekologické stopy byl také adoptován mnoha nevládními organizacemi, např. WWF (Lin et al., 2018).

Vedle lidové popularity ale ekologická stopa budila od počátku také značnou kritiku (např. van den Bergh a Verbruggen, 1999; Kitzes et al., 2009 a další). Nejvíce se kritická debata vyostřila po roce 2014 po publikaci několika kritických analýz (Blomqvist et al., 2013; Giampietto a Saltelli, 2014; van den Bergh a Grazi, 2014) a na ně navázaných dialogích se zástupci GFN. Nejvýznamnější kritika směřuje k tomu, že ačkoliv GFN prezentuje ekologickou stopu jako integrovaný indikátor udržitelnosti, rozsah environmentálních problémů, které je schopna zachytit, je velmi omezený (např. úplně chybí ztráta biodiverzity, eutrofizace, emise toxických látek atd.). Také v oblastech, na které je přímo zaměřena, jsou poskytnuté informace značně omezené – například v rámci zemědělské produkce nerozlišuje udržitelné a průmyslové zemědělství, ale hodnotí pouze produktivitu půdy vůči množství dostupné půdy. Vzhledem k tomu, že nikdy nelze využít větší množství zemědělské půdy, pastvin nebo lesa než reálně existuje (spotřeba nemůže v dlouhodobém měřítku překročit produkci), většina „přestřelu“ je způsobena pouze emisemi oxidu uhličitého (Blomqvist et al., 2013). Ovšem metodika výpočtu stopy uhlíku v rámci EF je postavena na mnoha pochybných předpokladech (Blomqvist et al., 2013; Giampietto a Saltelli, 2014). Ačkoliv byla metodika výpočtu stopy uhlíku v návaznosti na kritiku drobně upravena (Mancini et al., 2016), specifické metriky zaměřující se přímo na změnu klimatu jistě poskytují přesnější informace.

Autoři a podporovatelé ekologické stopy považují za její hlavní sílu jednoduchost a intuitivnost v komunikaci (Rees a Wackernagel, 1996)

a popularita, kterou si EF získala, jim dává za pravdu. Autoři analýz EF ale často nedokáží komunikovat limity této metodiky, (ačkoliv je někdy uznají v odpovědích kritikům, např. Wackernagel (2014)). Poslední publikace Národních stop (Lin et al., 2018) je plná chvály této metody jenom s drobnou zmínkou v diskuzi, že EF typicky „podhodnocuje lidskou spotřebu“ a „nadhodnocuje biokapacitu“. Ale výsledky jsou prezentovány jako jednoznačné hodnoty bez jakékoliv zmínky nejistoty. Vzhledem k reálné značné míře nejistoty, která je nevyhnutelná v jakékoliv globální studii tohoto typu – jako náznak nám může sloužit příklad z publikace prezentující změnu metodologie stopy uhlíku (Mancini et al., 2016), kdy byl výsledek přestřelu stanoven na 61–146 %, a to je zde hodnocena pouze nejistota vyplývající z jednoho parametru – jak oprávněné je prezentovat přesné datum *Dne přestřelu*? Jenom proto, že obecné sdělení přibližně odpovídá tomu, co je očividné, (že lidská činnost je neudržitelná) neznámá, že jsou výsledky správné. Ačkoliv byly EF studie poměrně úspěšné v rozšíření environmentálního uvědomění, tato falešná přesnost a prezentování EF jako celkového indikátoru udržitelnosti, ačkoliv je její rozsah omezený, může ve finále způsobit více škody než užítku.

2.2 Uhlíková stopa

Oproti ekologické stopě, u které převládá jedna definice, se pod pojmem **uhlíková stopa** (*carbon footprint* – CF) skrývá široké spektrum různých metodologických přístupů a definic (Alvarez et al., 2016) majících společného o málo víc, než že se snaží indikovat míru dopadu na změnu klimatu. Na jedné straně je definice spojená s krajinou, tak jak byla vyvinuta v rámci ekologické stopy (Rees a Wackernagel, 1996) – plocha lesa potřebná k absorpci emisí uhlíku. Na druhé straně spektra je CF chápána jako LCA studie omezená na jedinou kategorii dopadu (Laurent et al., 2012). Uhlíková stopa je ve většině případů vyjádřena v jednotkách hmotnosti CO₂ ekvivalentu vycházejících z potenciálu globálního oteplování (GWP) (IPCC, 2007). Jedním z hlavních problémů je ale neshoda na tom, které skleníkové plyny (GHG) by se měly v rámci CF počítat (Wright et al., 2011). Někteří autoři zahrnují pouze fosilní CO₂, jiní i nefosilní, někteří zahrnují všechny hlavní uhlíkaté GHG (CO₂, CH₄, CO), šest GHG zahrnutých v Kyotském protokolu (CO₂, CH₄, N₂O, HFC, PFC, SF₆) (UNFCCC, 2008), anebo dokonce i další skleníkové plyny (v takových případech je někdy používán i název „GHG stopa“ nebo „Klimatická stopa“ (Čuček et al., 2015)). Každopádně, výsledky těchto odlišných přístupů jsou vzájemně neporovnatelné. Ačkoliv proběhly nějaké snahy o unifikaci a vytvoření univerzální definice CF (Wright et al., 2011), nezdají se být příliš úspěšné.

Uhlíková stopa je obvykle počítána metodami LCA, nebo Input-Output, ale také jejich modifikacemi a hybridizacemi (Giama a Papadopoulos, 2018). Zvolená metoda a perspektiva je do značné míry závislá na subjektu, pro který je CF počítána – svět, stát, město, jedinec, služba, produkt atd. S tím je spojen i jistý zmatek při standardizaci (Alvarez et al., 2016), například ISO 14067 pro CF produktu je postaven na značně odlišných principech než ISO 14064 pro organizace. Uhlíková stopa měřena z pohledu přímé produkce – přístup aplikovaný nejběžněji pro národní bilance – je běžně kritizována, protože umožňuje zbatit se odpovědnosti „outsourcingem“ emisí do třetích zemí (Ottelin et al., 2019). Častější je perspektiva spotřeby, kdy je odpovědnost za vypuštěné emise přiřazena konečnému spotřebiteli, bez ohledu na místo vzniku. Výsledek kombinace výše zmíněných i dalších metodologických rozhodnutí ukázali Heinonen et al. (2020) v review studií uhlíkové stopy: přibližně 25 % autorů zahrnuje pouze CO₂ (fosilní nebo nefosilní) zatímco ostatní měří i další GHG; jen malá část zahrnuje také vliv změny *Land Use a Land Cover*; existují odlišné přístupy k zahrnutí trvanlivého zboží (např. domů nebo automobilů) atd. To vede často k velmi odlišným výsledkům i pro stejné subjekty (Heinonen et al., 2020). Hlavním problémem ovšem nejsou samotné rozdíly v metodologii – ty jsou často ospravedlnitelné, ale fakt, že autoři málokdy tato svá rozhodnutí prezentují transparentně a málokdy diskutují jejich efekt (Heinonen et al., 2020).

Uhlíková stopa je v současnosti **nejznámějším indikátorem** z rodiny stop. Běžně je toto sousloví dokonce používáno pro označení dopadů na klima nějakého subjektu, bez přímého vztahu k CF jako indikátoru. Tato popularita jistě pomohla rozšířit lidové povědomí o tomto problému. Zároveň ale fakt, že jde často o jediný používaný indikátor, může snadno vést k situaci, kdy dochází ke snižování uhlíkové stopy na úkor vzniku jiných problémů (například destrukce tropických lesů za účelem produkce biopaliv). Široké využití indikátoru uhlíkové stopy ve spojení s malou standardizací znamená, že může být snadno zneužit pro soukromé zájmy a *greenwashing*, což snadno může vést k situaci, kdy část publika nekriticky přijímá i výsledky těchto „zkorumpovaných“ studií, zatímco jiná část raději odmítá celý koncept. Proto je důležitá maximální transparentnost při publikaci výsledků, včetně jejich limitů.

2.3 Vodní stopa

Dalším populárním indikátorem je **vodní stopa** (*water footprint* – WF) (Hoekstra a Hung, 2003). Vodní stopa slouží jako „indikátor spotřeby vody stojící za produkty a službami spotřebovanými jednotlivcem, nebo všemi jednotlivci v nějaké zemi“ (Hoekstra, 2017). Vodní stopa může být počítána pro celé národy, ale také pro společnosti, produkty nebo jednotlivce (podrobné shrnutí metody a jejího vývoje poskytuje Hoekstra (2017)). V roce 2011 vytvořila iniciativa *Water Footprint Network* (WFN) (waterfootprint.org) globální standard (*Global Water Footprint Assessment Standard*) (Hoekstra et al., 2011), ve kterém byla definitivně ukotvena metodika. WF sestává ze tří částí (Hoekstra a Chapagain, 2008): „zelená“ – vodní stopa měří množství dešťové vody, která je evapotranspirována nebo zabudována do rostlin; „modrá“ – měří přímo odebrané množství povrchové nebo podzemní vody; a „šedá“ – znázorňuje hypotetické množství vody potřebné k naředění vypuštěných kontaminantů na bezpečnou úroveň (Hoekstra et al., 2011). Vodní stopa v tomto pojetí je **indikátorem spotřeby vody**, množství (objemu) vody spotřebované pro nějaký účel a tedy nadále nedostupné pro jiný účel (Hoekstra, 2017). Proto je také nazývána „volumetrickou“ vodní stopou (Vanham a Bidoglio, 2013). Spotřeba vody ale musí být uvedena v širší kontext a kvantifikace samotného objemu WF je pouze jednou z fází v celé metodě WFA (*Water Footprint Assessment*) (Hoekstra et al., 2011). Komplexní WFA studie by měla sestávat ze stanovení cíle a rozsahu studie, vypočtení samotné WF, vyhodnocení udržitelnosti a formulování odpovědi/řešení. Taková vodní stopa poskytuje informace především z pohledu managementu vodních zdrojů.

Vedle Hoekstrový WFA se zároveň vyvíjela „vodní stopa“ v rámci LCA (Boulay et al., 2013). Základní principy WF v LCA jsou postaveny na obecných ISO standardech a na ISO 14046 standardu pro vodní stopu, ale pro samotné vyhodnocení existuje mnoho *midpoint* i *end-point* metodologií (Kounina et al., 2013). LCA WF je většinou postavena na porovnání objemové stopy s místní úrovní nedostatku vody. Za účelem dosažení shody byla sestavena pracovní skupina WULCA (*Water Use in LCA*) (Boulay et al., 2015), která vytvořila konsenzuální metodu AWARE (*Available Water Remaining*) (Boulay et al., 2018).

Fakt, že obě skupiny používají stejný název pro značně odlišné indikátory, vyvolal debatu o relativních výhodách a nevýhodách jednotlivých přístupů, např. Boulay et al. (2013) nebo Pfister a Ridoutt (2014). Neshoda panuje nad počítáním zelené vody (Quinteiro et al., 2018). Zatímco z jedné strany je tato část hájena jako nezbytná pro vytvoření celkového obrazu nakládání s vodou, část LCA komunity navrhuje počítat pouze rozdíl mezi „přírodní“ a antropogenní vegetací (Quinteiro et al., 2015), což by ale často vedlo k záporným hodnotám (Dias et al., 2015; Hoekstra, 2017). Proto ve většině LCA komunity převládá názor, že lidský vliv na dynamiku vody v krajině by měl být hodnocen v rámci jiného indikátoru spojeného s dopady změny krajiny (Boulay et al., 2018; Pfister et al., 2017). Podobný rozpor je také u šedé části vodní stopy, která je v rámci LCA lépe vyjádřena speciálními kategoriemi eutrofizace, acidifikace a toxicity (Yang et al., 2013). Debata

o zelené a šedé části ovšem vychází z celkového kontextu, v jakém jsou jednotlivé metody využívány: zatímco WFA je většinou samostatný indikátor, v LCA je vodní stopa primárně prezentována jako jedna z mnoha kategorií dopadu (Pfister et al., 2017). Tento rozdíl formuluje také debatu nad hlavním bodem sporu: má být vodní stopa indikátorem spotřeby (objemu) vody (Hoekstra, 2016), anebo environmentálního dopadu této spotřeby (Pfister et al., 2017). Celkový objem spotřebované vody může být zajímavý sám o sobě, ale o dopadech na životní prostředí a udržitelnosti chování říká jen velmi málo. Proto i samotný autor WFA Hoekstra (2017) uznává, že by vodní stopa neměla být prezentována jako samostatné číslo, ale pouze v environmentálním a socio-ekonomickém kontextu skrze analýzu udržitelnosti. Na druhou stranu, prezentování výsledku WF jako samotného čísla – objemu je to, co se nejčastěji děje v médiích, ale dokonce i v osobní WF kalkulačce na stránkách WFN (footprintnetwork.org). To může snadno vést k nesprávným závěrům, jelikož větší objem vodní stopy nutně neznamená větší problém pro životní prostředí. Protože WF v rámci LCA již převádí objem na environmentální dopad, tomuto problému se vyhýbá. Rozhodně ale nelze říct, že by jedna z metod byla obecně lepší, záleží na kontextu použití. Rozpor lze najít v dalších elementech, viz Hoekstra (2016) a Pfister et al. (2017), ale vzájemná debata se nesoustředí pouze na rozdíly, ale také na možné zdroje vzájemné inspirace a kompromisu tak, aby bylo nejlépe dosaženo společného cíle snížení problému nedostatku vody.

2.4 Další stopy

Produktivní půda je významným limitujícím zdrojem, ale v současném systému globálního trhu je vztah mezi lidskou spotřebou a půdou značně zastřený (Weinzettel et al., 2013). Souvislost mezi využitím půdy a konečnou spotřebou se snaží odhalit **stopa na krajinu** (*land footprint* – LF) (Steen-Olsen et al., 2012; Yu et al., 2013). Také u této stopy existuje mnoho různých přístupů a metodik (Perminova et al., 2016), které mohou vést i k protichůdným závěrům, jak ukázali Hubacek a Feng (2016) na příkladu Číny. Využití půdy může být vyjádřeno jako výtěžek sklizně (Weinzettel et al., 2013) nebo třeba jako zábor primární produktivity (Weinzettel et al., 2019). Celková zabraná plocha půdy může poskytnout důležité informace například o tom, jak spotřeba v bohatých zemích pohání změnu krajiny v chudších zemích (O'Brien et al., 2015) nebo jaké jsou fyzické limity rozvoje bioekonomiky (Liobikiene et al., 2020). Neexistuje ale přímý lineární vztah mezi plochou využívané půdy a environmentálními problémy, které toto využívání způsobuje – vliv závisí na klimatických podmínkách, typu krajiny nebo intenzitě využívání (Schaffartzik et al., 2015). Jedním ze způsobů, jak tento vztah vyjádřit, je **stopa biodiverzity** (*biodiversity footprint* – BF) (Marques et al., 2017). Jednotliví autoři se však rozcházejí ve svém přístupu a metodologii. Na jedné straně jsou studie, které pouze dále (geograficky) propojují spotřebu se ztrátou druhové rozmanitosti (Lenzen et al., 2012; Moran et al., 2016). Na druhé straně se například Asselin et al. (2020) snaží o vytvoření kvantitativního indikátoru stopy biodiverzity v rámci LCA a Wilting et al. (2017) kvantifikují BF pomocí modelu MRIO (*Multi Regional Input-Output*). Problematickou otázkou je, jak biodiverzitu vyjádřit, který indikátor zvolit (Marquardt et al., 2019): počet ohrožených druhů (Lenzen et al., 2012), alfa diversitu (Hanafiah et al., 2012), gama diversitu nebo nějaký jiný indikátor (Marques et al., 2021)? Stopa biodiverzity může poskytnout více specifické informace než LF, ale vzhledem ke komplexnosti vztahů v ekosystémech je jakákoliv snaha o jejich zachycení pomocí jednoduchých indikátorů zatížena značnou nejistotou. Jak budou vyřešeny některé metodologické otázky v rámci BF je stále otázkou budoucího vývoje.

Podobně jako u LF se **materiálová stopa** (*material footprint* – MF) zaměřuje především na odhalení vzorců extrakce a spotřeby materiálu v rámci mezinárodního obchodu (Giljum et al., 2015). Jedním z hlavních výstupů těchto studií je poukázání na fakt, že postindustriální státy dosáhly materiálového *decouplingu* (oddělení růstu HDP od růstu

spotřeby materiálů) především díky přesunutí výroby do rozvojových zemí (Wiedmann et al., 2015a). Většina studií využívá metodu MRIO k analýze globální (Giljum et al., 2015), teritoriální (Schoer et al., 2012) nebo národní (Buhl et al., 2019; M. Jiang et al., 2019) spotřeby zdrojů, přímé i nepřímé. V rámci materiálové stopy mohou být zahrnuti všechny materiály, nebo třeba pouze kovy (Wiedmann et al., 2015b).

Lidský vliv na narušení cyklu dusíku indikuje **dusíková stopa** (*nitrogen footprint*), vyjadřující celkové množství reaktivního dusíku (N_r) vypuštěné do životního prostředí (Leach et al., 2012). Také u dusíkové stopy existují rozličné přístupy od celkové emise N_r především z potravin (Martinez et al., 2019), účinnosti využití dusíku (Erismann et al., 2018), po dusíkové znečištění spojené s mezinárodním obchodem (Metson et al., 2020; Oita et al., 2016). U dusíkové stopy lze stále nalézt některé problémy a nevyřešené otázky spojené s faktem, že tento indikátor je relativně nový (Einarsson a Cederberg, 2019). Spotřeba dusíku může být vyjádřena spolu se spotřebou fosforu jako **nutrientová stopa** (*nutrient footprint*) (Grönman et al., 2016), ale častěji je spotřeba fosforu vyjádřena v samostatném indikátoru (Oita et al., 2020). **Fosforová stopa** (*phosphorus footprint*) byla definována jako „celková spotřeba fosforu jako důsledek konzumu“ (S. Jiang et al., 2019). Většina studií na fosforovou stopu je zaměřena na produkci a spotřebu potravin, např. MacDonald et al. (2012) v USA, Huang et al. (2019) v Číně nebo Papangelou et al. (2021) v Belgii.

2.5 Rodina stop

S ohledem k tomu, že jediný indikátor (stopa) nedokáže plně vyjádřit celý rozsah lidského vlivu na životní prostředí, Galli et al. (2012) navrhli **Rodinu stop** (*Footprint family*), definovanou jako „soubor indikátorů – charakterizovaných perspektivou spotřebitele – schopný měřit lidský vliv na okolní prostředí“. Obecně „mohou být jakékoliv dva (a více) indikátory nazvány rodinou stop“ (Fang et al., 2013), ale Rodina stop většinou sestává z ekologické, uhlíkové a vodní stopy (Ghinea et al., 2017). Takto definovaná skupina indikátorů sice poskytuje více holistický přístup a více zamezí přesouvání problémů (Galli et al., 2013), ale stále zde mnoho aspektů udržitelnosti chybí (Fang et al., 2013). V takovéto rodině stop bychom navíc našli mnoho překryvů a rozporů mezi jednotlivými stopami; a chaos různých přístupů a definic, jak byl výše popsán pro jednotlivé stopy, se zde ještě více kumuluje (Fang et al., 2014). Samotný přístup, kdy jsou různé environmentální problémy vyhodnocovány společně je základním principem v LCA, a vytvoření rodiny stop by tedy mohlo být nahlíženo jako sblížení těchto dvou metodik dle LCA standardů tak, jak ho navrhuje Ridoutt a Pfister (2013). Množství studií, ve kterých by byla vyhodnocena celá rodina stop, je ale v porovnání s jednostopovými zatím velmi omezené (Vanham et al., 2019), i když postupně narůstá (Wu et al., 2021).

3 Co jsou stopy a kam směřují?

Když použil Rees (1992) termín stopa v tomto kontextu poprvé, bylo to v poměrně doslovném významu: plocha krajiny ovlivněná tlakem lidské aktivity. S tím, jak vzrůstala jeho popularita, začal tento pojem v oblasti environmentální analýzy žít svůj vlastní život – začal být využíván pro mnoho různých indikátorů. Vždyť dobré jméno dělá velkou část úspěchu (Fang a Heijungs, 2015a). Takto se na tento pojem nabalilo mnoho sémantických vrstev a pro různé skupiny nese odlišný význam, což je jeden z důvodů metodologické rozličnosti. Zatímco původní „stopařská“ komunita (Vanham et al., 2019) používá tento termín pro indikátor tlaku (*pressure*) lidské aktivity, pro LCA komunitu (Ridoutt et al., 2015) se jedná o indikátory dopadu (*impact*). Proto jsou pro značnou část LCA komunity indikátory stop ekvivalentem jednotlivých kategorií dopadu, pouze s lépe srozumitelným názvem. Tento přístup se projevil například u metody *Product Environmental Footprint* (PEF) Evropské Unie (Bach et al., 2018). Přestože je mezi LCA a stopami mnoho podobností a indikátory stop převzaly některé principy z vyzrálejší metodologie LCA, stále se jedná o dva od-

dělené proudy (Lenzen, 2014). Právě „stopařská“ komunita vyvinula koncept indikátorů stop a zpopularizovala jej, zatímco LCA komunita tento koncept adoptovala až mnohem později (Finkbeiner, 2009). Je tedy těžko představitelné, že by opustili svůj náhled a ideu. Na druhou stranu LCA komunita je početnější a má očividně lepší přístup k standardizačním orgánům. V současné době tedy přežívají oba náhledy vedle sebe (spolu s mnoha dalšími „neorganizovanými“ hlasy) a přispívají k obecnému chaosu.

Z rozdílného porozumění pojmu vyplývá hlavní bod sporu mezi těmito dvěma komunitami, a to jestli mají být stopy indikátory environmentálního dopadu, nebo (pouze) spotřeby surovin a produkce odpadů – tedy problém environmentální relevance, jak to nazvali Einarsson a Cederberg (2019). Tento problém je obzvláště patrný u vodní, materiálové nebo dusíkové stopy. Zde také vidí některé významné osobnosti, například Arjen Y. Hoekstra, hlavní rozdíl mezi stopami a LCA (Hoekstra, 2016). Vanham et al. (2019) říkají, že „environmentální stopy jsou zaměřené na spotřebu surovin a emise, v souhrnu zaměřené na **tlak**, zatímco LCA je zaměřené na **dopady**“. Na druhou stranu, tento pohled rozhodně není obecně přijímán. Pfister et al. (2017) si stojí za tím, že „jak uhlíková, tak ekologická stopa jdou nezbytný krok k tomu, aby byly výsledky smysluplné a vyjadřovaly harmonizovaný dopad“ – tedy ani ty nejvýznamnější stopy nejsou orientované čistě na zdroje a emise. Nezájatě lze říct, že i z hlediska samostatného konceptu environmentálních stop lze u většiny z nich nalézt jak „inventarizační“ (tlak), tak „dopadovou“ verzi (Fang anapř. Heijungs, 2015b). V obou případech je základním krokem mapování všech surovinových a emisních toků, ale dopadová verze dále „charakterizuje“ tyto hodnoty faktorem jejich environmentálního dopadu na úrovni *midpointu* nebo *endpointu*. Z pohledu LCA je krok charakterizace nezbytný pro zajištění platnosti pravidla, že nižší stopa vždy znamená nižší dopad (Ridoutt et al., 2015), což neplatí, když jsou různé materiály (např. písek a zlato) nebo spotřeba vody v různých regionech sečteny se stejnou váhou. Proti tomu stojí argumenty, že s charakterizací často ztratí stopa jasnou fyzikální interpretaci (Einarsson a Cederberg, 2019) nebo, že samotný výsledek stop je jen malou částí v celkové analýze udržitelnosti a proto tato podmínka není nutná (Hoekstra, 2015). Ovšem, ve chvíli, kdy jsou stopy prezentovány jako samostatná čísla bez kontextu, mohou výsledky inventarizačních stop (např. volumetrická vodní stopa nebo materiálová stopa) vést k chybným závěrům. Pro účely veřejné prezentace nebo porovnávání, především co se týče produktů nebo služeb, se tedy zdají dopadové stopy být lepší volbou. Naopak, inventarizační stopy by mohly být výhodnější pro rozsáhlejší studie udržitelnosti, mimo jiné díky snadnějšímu propojení s konceptem nosné kapacity nebo Planetárních mezí (*Planetary boundaries*).

V současnosti se zdá, že koncept stop směřuje k integraci jednotlivých environmentálních kategorií, tak jak je to manifestováno v Rodině stop (Galli et al., 2012). To lze určitě označit za pozitivní směr. Významný potenciál také leží v integraci s konceptem Planetárních mezí (Rockström et al., 2009). Přestože je porovnání s nosnou kapacitou součástí analýzy ekologické stopy již téměř od počátku, pro ostatní stopy (environmentální meze) poskytli tuto druhou část až právě Rockström et al. (2009). Rozdíl mezi samotnou nosnou kapacitou a Planetárními mezemi leží v tom, že se nejedná čistě o fyzikální meze (jako inherentní vlastnost naší planety), ale spíše o kulturně determinované hodnoty v „bezpečné“ vzdálenosti od nebezpečných bodů zlomu (Steffen et al., 2015). Integrace environmentálních stop a planetárních mezí nabízí vzájemně výhodné spojení, kdy stopy poskytují informaci o současném stavu a planetární meze poskytují referenci udržitelnosti. V tomto směru již proběhlo vícero studií, např. Hoekstra a Wiedmann (2014), Fang et al. (2015) nebo Wiedmann et al. (2020). Zároveň je ale potřeba vyřešit některé výzvy a metodologické problémy (Chen et al., 2021), například jak spravedlivě „rozdělit“ planetární kapacitu mezi jednotlivé národy a obyvatele planety Země (Häyhä et al., 2016; Lucas et al., 2020).

4 Závěr

Jak ukázal popis jednotlivých indikátorů, většina stop, stejně jako celý obor, stále prochází vývojem. Přestože se některé skupiny pokusily zavést jasné definice environmentálních stop, stále platí, že chápání tohoto termínu je značně nekoherentní. Z toho vyplývá fakt, že u většiny stop lze nalézt vícero odlišných definic a metodologií pro „stejný“ indikátor. Nejvíce je to patrné u uhlíkové stopy, která je nejpobulárnější; přesto pouhý název poskytuje jen poměrně málo informací o samotné metodě výpočtu. Vedle uhlíkové, ekologické a vodní stopy jsou také poměrně dobře zavedené stopy na krajinu a materiálová stopa a jejich spojení do Rodiny stop může poskytnout komplexnější obraz o udržitelnosti. Taková rodina stop, dále rozšířená například o stopu biodiverzity nebo dusíkovou stopu poskytuje informace o vzdálenosti k většině hlavních planetárních mezí. K tomu, aby mohla fungovat jako základní měřítko v ekonomice postavené na planetárních mezích, tak jak ji navrhuje například Raworth (2017), by ale bylo třeba dosáhnout mnohem větší míry sjednocení metodologií a standardizace. Jestli a jak – formálním dialogem mezi zástupci nejvýznamnějších proudů, nebo samospádem – lze takového sjednocení dosáhnout zůstává otázkou budoucnosti. Standardizace a sjednocení nemusí nutně znamenat vytvoření jedné rigidní metodologie, spíše ustálení a uspořádání postupů pro jednotlivé úrovně použití.

5 Literatura

- Alvarez, S.; Carballo-Penela, A.; Mateo-Mantecón, I.; Rubio, A., 2016. *Strengths-Weaknesses-Opportunities-Threats analysis of carbon footprint indicator and derived recommendations*. Journal of Cleaner Production 121, 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.028>
- Asselin, A.; Rabaud, S.; Catalan, C.; Leveque, B.; L'Haridon, J.; Martz, P.; Neveux, G., 2020. *Product Biodiversity Footprint – A novel approach to compare the impact of products on biodiversity combining Life Cycle Assessment and Ecology*. Journal of Cleaner Production 248, 119262. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119262>
- Bach, V.; Lehmann, A.; Görmer, M.; Finkbeiner, M., 2018. *Product Environmental Footprint (PEF) Pilot Phase—Comparability over Flexibility?* Sustainability 10(8), 2898. <https://doi.org/10.3390/su10082898>
- Bellard, C.; Bertelsmeier, C.; Leadley, P.; Thuiller, W.; Courchamp, F., 2012. *Impacts of climate change on the future of biodiversity*. Ecology Letters 15(4), 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Blomqvist, L.; Brook, B. W.; Ellis, E. C.; Kareiva, P. M.; Nordhaus, T.; Shellenberger, M., 2013. *Does the Shoe Fit? Real versus Imagined Ecological Footprints*. PLOS Biology 11(11), e1001700. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001700>
- Borucke, M.; Moore, D.; Cranston, G.; Gracey, K.; Iha, K.; Larson, J.; Lazarus, E.; Morales, J. C.; Wackernagel, M.; Galli, A., 2013. *Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity: The National Footprint Accounts' underlying methodology and framework*. Ecological Indicators 24, 518–533. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.005>
- Boulay, A.-M.; Bare, J.; Benini, L.; Berger, M.; Lathuilière, M. J.; Manzardo, A.; Margni, M.; Motoshita, M.; Núñez, M.; Pastor, A. V.; Ridoutt, B.; Oki, T.; Worbe, S.; Pfister, S., 2018. *The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE)*. The International Journal of Life Cycle Assessment 23(2), 368–378. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>

- Boulay, A.-M.; Bare, J.; De Camillis, C.; Döll, P.; Gassert, F.; Gerten, D.; Humbert, S.; Inaba, A.; Itsubo, N.; Lemoine, Y.; Margni, M.; Motoshita, M.; Núñez, M.; Pastor, A. V.; Ridoutt, B.; Schencker, U.; Shirakawa, N.; Vionnet, S.; Worbe, S.; Yoshikawa, S.; Pfister, S., 2015. *Consensus building on the development of a stress-based indicator for LCA-based impact assessment of water consumption: outcome of the expert workshops*. The International Journal of Life Cycle Assessment 20(5), 577–583. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0869-8>
- Boulay, A.-M.; Hoekstra, A. Y.; Vionnet, S., 2013. *Complementarities of Water-Focused Life Cycle Assessment and Water Footprint Assessment*. Environmental Science & Technology 47(21), 11926–11927. <https://doi.org/10.1021/es403928f>
- Buhl, J.; Liedtke, C.; Teubler, J.; Bienge, K., 2019. *The Material Footprint of private households in Germany: Linking the natural resource use and socioeconomic characteristics of users from an online footprint calculator in Germany*. Sustainable Production and Consumption 20, 74–83. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2019.05.001>
- Ceballos, G.; Ehrlich, P. R.; Barnosky, A. D.; García, A.; Pringle, R. M.; Palmer, T. M., 2015. *Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction*. Science Advances 1(5), e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Conley, D. J.; Paerl, H. W.; Howarth, R. W.; Boesch, D. F.; Seitzinger, S. P.; Havens, K. E.; Lancelot, C.; Likens, G. E., 2009. *Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus*. Science 323(5917), 1014–1015. <https://doi.org/10.1126/science.1167755>
- Čuček, L.; Klemeš, J. J.; Kravanja, Z., 2012. *A Review of Footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability*. Journal of Cleaner Production, Recent Cleaner Production Advances in Process Monitoring and Optimisation 34, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.02.036>
- Čuček, L.; Klemeš, J. J.; Varbanov, P. S.; Kravanja, Z., 2015. *Significance of environmental footprints for evaluating sustainability and security of development*. Clean Technologies and Environmental Policy 17(8), 2125–2141. <https://doi.org/10.1007/s10098-015-0972-3>
- Dias, L. C. P.; Macedo, M. N.; Costa, M. H.; Coe, M. T.; Neill, C., 2015. *Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil*. Journal of Hydrology: Regional Studies 4, 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>
- Einarsson, R.; Cederberg, C., 2019. *Is the nitrogen footprint fit for purpose? An assessment of models and proposed uses*. Journal of Environmental Management 240, 198–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.083>
- Erisman, J. W.; Leach, A.; Bleeker, A.; Atwell, B.; Cattaneo, L.; Galloway, J., 2018. *An Integrated Approach to a Nitrogen Use Efficiency (NUE) Indicator for the Food Production–Consumption Chain*. Sustainability 10(4), 925. <https://doi.org/10.3390/su10040925>
- Fang, K.; Heijungs, R., 2015a. *Rethinking the Relationship between Footprints and LCA*. Environmental Science & Technology 49(1), 10–11. <https://doi.org/10.1021/es5057775>
- Fang, K.; Heijungs, R., 2015b. *Investigating the inventory and characterization aspects of footprinting methods: lessons for the classification and integration of footprints*. Journal of Cleaner Production 108, 1028–1036. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.086>
- Fang, K.; Heijungs, R.; de Snoo, G. R., 2014. *Theoretical exploration for the combination of the ecological, energy, carbon, and water footprints: Overview of a footprint family*. Ecological Indicators 36, 508–518. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.017>
- Fang, K.; Heijungs, R.; de Snoo, G. R., 2013. *The footprint family: comparison and interaction of the ecological, energy, carbon and water footprints*. Revue de Métallurgie 110(1), 77–86. <https://doi.org/10.1051/metal/2013051>
- Fang, K.; Heijungs, R.; Duan, Z.; de Snoo, G. R., 2015. *The Environmental Sustainability of Nations: Benchmarking the Carbon, Water and Land Footprints against Allocated Planetary Boundaries*. Sustainability 7(8), 11285–11305. <https://doi.org/10.3390/su70811285>
- Finkbeiner, M., 2009. *Carbon footprinting—opportunities and threats*. The International Journal of Life Cycle Assessment 14(2), 91–94. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0064-x>
- Galli, A.; Weinzettel, J.; Cranston, G.; Erwin, E., 2013. *A Footprint Family extended MRIO model to support Europe's transition to a One Planet Economy*. Science of The Total Environment 461–462, 813–818. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.071>
- Galli, A.; Wiedmann, T.; Erwin, E.; Knoblauch, D.; Ewing, B.; Giljum, S., 2012. *Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a "Footprint Family" of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet*. Ecological Indicators, The State of the Art in Ecological Footprint: Theory and Applications 16, 100–112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.017>
- Ghinea, C.; Campean, T.; Gavrilescu, M., 2017. *Integrating sustainability indicators for tracking anthropogenic pressure on the earth - the footprint family*. Environmental Engineering and Management Journal 16(4), 935–948. <https://doi.org/10.30638/eemj.2017.095>
- Giama, E.; Papadopoulos, A. M., 2018. *Carbon footprint analysis as a tool for energy and environmental management in small and medium-sized enterprises*. International Journal of Sustainable Energy 37(1), 21–29. <https://doi.org/10.1080/14786451.2016.1263198>
- Giampietro, M.; Saltelli, A., 2014. *Footprints to nowhere*. Ecological Indicators 46, 610–621. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.030>
- Giljum, S.; Bruckner, M.; Martinez, A., 2015. *Material Footprint Assessment in a Global Input-Output Framework*. Journal of Industrial Ecology 19(5), 792–804. <https://doi.org/10.1111/jiec.12214>
- Glavič, P.; Lukman, R., 2007. *Review of sustainability terms and their definitions*. Journal of Cleaner Production 15(18), 1875–1885. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.12.006>
- Gosling, S. N.; Arnell, N. W., 2016. *A global assessment of the impact of climate change on water scarcity*. Climatic Change 134(3), 371–385. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0853-x>
- Grönman, K.; Ypyä, J.; Virtanen, Y.; Kurppa, S.; Soukka, R.; Seuri, P.; Finér, A.; Linnanen, L., 2016. *Nutrient footprint as a tool to evaluate the nutrient balance of a food chain*. Journal of Cleaner Production 112, 2429–2440. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.129>
- Guinée, J. B.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Zamagni, A.; Masoni, P.; Buonamici, R.; Ekvall, T.; Rydberg, T., 2011. *Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future*. Environmental Science & Technology 45(1), 90–96. <https://doi.org/10.1021/es101316v>
- Haddeland, I.; Heinke, J.; Biemans, H.; Eisner, S.; Flörke, M.; Hanasaki, N.; Konzmann, M.; Ludwig, F.; Masaki, Y.; Schewe, J.; Stacke, T.; Tessler, Z. D.; Wada, Y.; Wisser, D., 2014. *Global water resources affected by human interventions and climate change*. PNAS 111(9), 3251–3256. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222475110>
- Hanafiah, M. M.; Hendriks, A. J.; Huijbregts, M. A. J., 2012. *Comparing the ecological footprint with the biodiversity footprint of products*. Journal of Cleaner Production 37, 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.06.016>
- Häyhä, T.; Lucas, P. L.; van Vuuren, D. P.; Cornell, S. E.; Hoff, H., 2016. *From Planetary Boundaries to national fair shares of the global safe operating space — How can the scales be bridged?* Global Environmental Change 40, 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.06.008>
- Heinonen, J.; Ottelin, J.; Ala-Mantila, S.; Wiedmann, T.; Clarke, J.; Junnila, S., 2020. *Spatial consumption-based carbon footprint assessments - A review of recent developments in the field*. Journal of Cleaner Production 256, 120335. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120335>

- Hoekstra, A. Y., 2017. *Water Footprint Assessment: Evolvement of a new research field*. *Water Resources Management* 31(10), 3061–3081. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>
- Hoekstra, A. Y., 2016. *A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA*. *Ecological Indicators* 66, 564–573. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.026>
- Hoekstra, A. Y., 2015. *The sustainability of a single activity, production process or product*. *Ecological Indicators* 57, 82–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.022>
- Hoekstra, A. Y.; Hung, P. Q., 2003. *Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade*. In: Hoekstra, A. Y. (Ed.), *Virtual Water Trade – Proceedings of the international expert meeting on Virtual Water Trade*. IHE, Delft.
- Hoekstra, A. Y.; Chapagain, A. K., 2008. *Globalization of water: Sharing the planet's freshwater resources*. Blackwell Pub, Malden, MA.
- Hoekstra, A. Y.; Chapagain, A. K.; Aldaya, M. M.; Mekonnen, M. M., 2011. *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. Earthscan, London ; Washington, DC.
- Hoekstra, A. Y.; Wiedmann, T. O., 2014. *Humanity's unsustainable environmental footprint*. *Science* 344(6188), 1114–1117. <https://doi.org/10.1126/science.1248365>
- Huang, C.-L.; Gao, B.; Xu, S.; Huang, Y.; Yan, X.; Cui, S., 2019. *Changing phosphorus metabolism of a global aquaculture city*. *Journal of Cleaner Production* 225, 1118–1133. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.298>
- Hubacek, K.; Feng, K., 2016. *Comparing apples and oranges: Some confusion about using and interpreting physical trade matrices versus multi-regional input-output analysis*. *Land Use Policy* 50, 194–201. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.022>
- Chen, X.; Li, C.; Li, M.; Fang, K., 2021. *Revisiting the application and methodological extensions of the planetary boundaries for sustainability assessment*. *Science of The Total Environment* 788, 147886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147886>
- IPCC, 2021. *Climate change 2021: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- IPCC, 2007. *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge ; New York.
- Jiang, M.; Behrens, P.; Wang, T.; Tang, Z.; Yu, Y.; Chen, D.; Liu, L.; Ren, Z.; Zhou, W.; Zhu, S.; He, C.; Tukker, A.; Zhu, B., 2019. *Provincial and sector-level material footprints in China*. *PNAS* 116(52), 26484–26490. <https://doi.org/10.1073/pnas.1903028116>
- Jiang, S.; Hua, H.; Sheng, H.; Jarvie, H. P.; Liu, X.; Zhang, Y.; Yuan, Z.; Zhang, L.; Liu, Xuewei, 2019. *Phosphorus footprint in China over the 1961–2050 period: Historical perspective and future prospect*. *Science of The Total Environment* 650, 687–695. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.064>
- Kiem, A. S.; Johnson, F.; Westra, S.; van Dijk, A.; Evans, J. P.; O'Donnell, A.; Rouillard, A.; Barr, C.; Tyler, J.; Thyer, M.; Jakob, D.; Woldemeskel, F.; Sivakumar, B.; Mehrotra, R., 2016. *Natural hazards in Australia: droughts*. *Climatic Change* 139(1), 37–54. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1798-7>
- Kitzes, J.; Galli, A.; Bagliani, M.; Barrett, J.; Dige, G.; Ede, S.; Erb, K.; Giljum, S.; Haberl, H.; Hails, C.; Jolia-Ferrier, L.; Jungwirth, S.; Lenzen, M.; Lewis, K.; Loh, J.; Marchettini, N.; Messinger, H.; Milne, K.; Moles, R.; Monfreda, C.; Moran, D.; Nakano, K.; Pyhälä, A.; Rees, W.; Simmons, C.; Wackernagel, M.; Wada, Y.; Walsh, C.; Wiedmann, T., 2009. *A research agenda for improving national Ecological Footprint accounts*. *Ecological Economics, Methodological Advancements in the Footprint Analysis* 68(7), 1991–2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.022>
- Kounina, A.; Margni, M.; Bayart, J.-B.; Boulay, A.-M.; Berger, M.; Bulle, C.; Frischknecht, R.; Koehler, A.; Canals, L. M. i.; Motoshita, M.; Núñez, M.; Peters, G.; Pfister, S.; Ridoutt, B.; Zelm, R. van; Verones, F.; Humbert, S., 2013. *Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment*. *Int J Life Cycle Assess* 18(3), 707–721. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0519-3>
- Laurent, A.; Olsen, S. I.; Hauschild, M. Z., 2012. *Limitations of Carbon Footprint as Indicator of Environmental Sustainability*. *Environmental Science & Technology* 46(7), 4100–4108. <https://doi.org/10.1021/es204163f>
- Leach, A. M.; Galloway, J. N.; Bleeker, A.; Erisman, J. W.; Kohn, R.; Kitzes, J., 2012. *A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment*. *Environmental Development* 1(1), 40–66. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2011.12.005>
- Lenzen, M., 2014. *An Outlook into a Possible Future of Footprint Research*. *Journal of Industrial Ecology* 18(1), 4–6. <https://doi.org/10.1111/jiec.12080>
- Lenzen, M.; Moran, D.; Kanemoto, K.; Foran, B.; Lobefaro, L.; Geschke, A., 2012. *International trade drives biodiversity threats in developing nations*. *Nature* 486(7401), 109–112. <https://doi.org/10.1038/nature11145>
- Lewis, S. L.; Maslin, M. A., 2015. *Defining the Anthropocene*. *Nature* 519(7542), 171–180. <https://doi.org/10.1038/nature14258>
- Lin, D.; Hanscom, L.; Martindill, J.; Borucke, M.; Cohen, L.; Galli, A.; Lazarus, E.; Zokai, G.; Iha, K.; Wackernagel, M., 2019. *Working guidebook to the national footprint and biocapacity accounts (Working Paper No. version 1.3)*. Global Footprint Network, Oakland.
- Lin, D.; Hanscom, L.; Murthy, A.; Galli, A.; Evans, M.; Neill, E.; Mancini, M. S.; Martindill, J.; Medouar, F.-Z.; Huang, S.; Wackernagel, M., 2018. *Ecological Footprint Accounting for Countries: Updates and Results of the National Footprint Accounts, 2012–2018*. *Resources* 7(3), 58. <https://doi.org/10.3390/resources7030058>
- Liobikiene, G.; Chen, X.; Streimikiene, D.; Balezentis, T., 2020. *The trends in bioeconomy development in the European Union: Exploiting capacity and productivity measures based on the land footprint approach*. *Land Use Policy* 91, 104375. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104375>
- Lucas, P. L.; Wilting, H. C.; Hof, A. F.; van Vuuren, D. P., 2020. *Allocating planetary boundaries to large economies: Distributional consequences of alternative perspectives on distributive fairness*. *Global Environmental Change* 60, 102017. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.102017>
- MacDonald, G. K.; Bennett, E. M.; Carpenter, S. R., 2012. *Embodied phosphorus and the global connections of United States agriculture*. *Environ. Res. Lett.* 7(4), 044024. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044024>
- Mancini, M. S.; Galli, A.; Niccolucci, V.; Lin, D.; Bastianoni, S.; Wackernagel, M.; Marchettini, N., 2016. *Ecological Footprint: Refining the carbon footprint calculation*. *Ecological Indicators* 61, 390–403. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.040>
- Marquardt, S. G.; Guindon, M.; Wilting, H. C.; Steinmann, Z. J. N.; Sim, S.; Kulak, M.; Huijbregts, M. A. J., 2019. *Consumption-based biodiversity footprints – Do different indicators yield different results?* *Ecological Indicators* 103, 461–470. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.022>
- Marques, A.; Robuchon, M.; Hellweg, S.; Newbold, T.; Beher, J.; Bekker, S.; Essl, F.; Ehrlich, D.; Hill, S.; Jung, M.; Marquardt, S.; Rosa, F.;

- Rugani, B.; Suárez-Castro, A. F.; Silva, A. P.; Williams, D. R.; Dubois, G.; Sala, S., 2021. *A research perspective towards a more complete biodiversity footprint: a report from the World Biodiversity Forum*. The International Journal of Life Cycle Assessment 26(2), 238–243. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01846-1>
- Marques, A.; Verones, F.; Kok, M. T.; Huijbregts, M. A.; Pereira, H. M., 2017. *How to quantify biodiversity footprints of consumption? A review of multi-regional input-output analysis and life cycle assessment*. Current Opinion in Environmental Sustainability 29, 75–81. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.01.005>
- Martinez, S.; Delgado, M. del M.; Marin, R. M.; Alvarez, S., 2019. *How do dietary choices affect the environment? The nitrogen footprint of the European Union and other dietary options*. Environmental Science & Policy 101, 204–210. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.08.022>
- Matušík, J.; Kočí, V., 2020. *What is a footprint? A conceptual analysis of environmental footprint indicators*. Journal of Cleaner Production 124833. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124833>
- Metson, G. S.; MacDonald, G. K.; Leach, A. M.; Compton, J. E.; Harrison, J. A.; Galloway, J. N., 2020. *The U.S. consumer phosphorus footprint: where do nitrogen and phosphorus diverge?* Environ. Res. Lett. 15(10), 105022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aba781>
- Moran, D.; Petersone, M.; Verones, F., 2016. *On the suitability of input-output analysis for calculating product-specific biodiversity footprints*. Ecological Indicators 60, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.015>
- Mori, K.; Christodoulou, A., 2012. *Review of sustainability indices and indicators: Towards a new City Sustainability Index (CSI)*. Environmental Impact Assessment Review 32(1), 94–106. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2011.06.001>
- O'Brien, M.; Schütz, H.; Bringezu, S., 2015. *The land footprint of the EU bioeconomy: Monitoring tools, gaps and needs*. Land Use Policy 47, 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.012>
- Oita, A.; Malik, A.; Kanemoto, K.; Geschke, A.; Nishijima, S.; Lenzen, M., 2016. *Substantial nitrogen pollution embedded in international trade*. Nature Geoscience 9(2), 111–115. <https://doi.org/10.1038/ngeo2635>
- Oita, A.; Wirasenjaya, F.; Liu, J.; Webeck, E.; Matsubae, K., 2020. *Trends in the food nitrogen and phosphorus footprints for Asia's giants: China, India, and Japan*. Resources, Conservation and Recycling 157, 104752. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104752>
- Ottelin, J.; Ala-Mantila, S.; Heinonen, J.; Wiedmann, T.; Clarke, J.; Junnila, S., 2019. *What can we learn from consumption-based carbon footprints at different spatial scales? Review of policy implications*. Environ. Res. Lett. 14(9), 093001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab2212>
- Papangelou, A.; Towa, E.; Achten, W. M. J.; Mathijs, E., 2021. *A resource-based phosphorus footprint for urban diets*. Environ. Res. Lett. 16(7), 075002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac07d6>
- Patterson, M.; McDonald, G.; Hardy, D., 2017. *Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting*. Ecological Modelling 362, 19–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.07.022>
- Perminova, T.; Sirina, N.; Laratte, B.; Baranovskaya, N.; Rikhvanov, L., 2016. *Methods for land use impact assessment: A review*. Environmental Impact Assessment Review 60, 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.02.002>
- Pfister, S.; Boulay, A.-M.; Berger, M.; Hadjikakou, M.; Motoshita, M.; Hess, T.; Ridoutt, B.; Weinzettel, J.; Scherer, L.; Döll, P.; Manzardo, A.; Núñez, M.; Verones, F.; Humbert, S.; Buxmann, K.; Harding, K.; Benini, L.; Oki, T.; Finkbeiner, M.; Henderson, A., 2017. *Understanding the LCA and ISO water footprint: A response to Hoekstra (2016) "A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA"*. Ecological Indicators 72, 352–359. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.051>
- Pfister, S.; Ridoutt, B. G., 2014. *Water Footprint: Pitfalls on Common Ground*. Environmental Science & Technology 48(1), 4–4. <https://doi.org/10.1021/es405340a>
- Pope, J.; Annandale, D.; Morrison-Saunders, A., 2004. *Conceptualising sustainability assessment*. Environmental Impact Assessment Review 24(6), 595–616. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2004.03.001>
- Quinteiro, P.; Dias, A. C.; Silva, M.; Ridoutt, B. G.; Arroja, L., 2015. *A contribution to the environmental impact assessment of green water flows*. Journal of Cleaner Production 93, 318–329. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.022>
- Quinteiro, P.; Ridoutt, B. G.; Arroja, L.; Dias, A. C., 2018. *Identification of methodological challenges remaining in the assessment of a water scarcity footprint: a review*. The International Journal of Life Cycle Assessment 23(1), 164–180. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1304-0>
- Raworth, K., 2017. *Doughnut economics: Seven ways to think like a 21st-century economist*. Chelsea Green Publishing, White River Junction, Vermont.
- Rees, W. E., 1992. *Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out*. Environment and Urbanization 4(2), 121–130. <https://doi.org/10.1177/095624789200400212>
- Rees, W.; Wackernagel, M., 1996. *Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable—And why they are a key to sustainability*. Environmental Impact Assessment Review, Managing Urban Sustainability 16(4), 223–248. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(96\)00022-4](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(96)00022-4)
- Ridoutt, B.; Fantke, P.; Pfister, S.; Bare, J.; Boulay, A.-M.; Cherubini, F.; Frischknecht, R.; Hauschild, M.; Hellweg, S.; Henderson, A.; Jolliet, O.; Levasseur, A.; Margni, M.; McKone, T.; Michelsen, O.; Milà i Canals, L.; Page, G.; Pant, R.; Raugei, M.; Sala, S.; Saouter, E.; Verones, F.; Wiedmann, T., 2015. *Making Sense of the Minefield of Footprint Indicators*. Environmental Science & Technology 49(5), 2601–2603. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00163>
- Ridoutt, B. G.; Pfister, S., 2013. *Towards an Integrated Family of Footprint Indicators*. Journal of Industrial Ecology 17(3), 337–339. <https://doi.org/10.1111/jiec.12026>
- Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F. S.; Lambin, E. F.; Lenton, T. M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H. J.; Nykvist, B.; de Wit, C. A.; Hughes, T.; van der Leeuw, S.; Rodhe, H.; Sörlin, S.; Snyder, P. K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R. W.; Fabry, V. J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P.; Foley, J. A., 2009. *A safe operating space for humanity*. Nature 461(7263), 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Schaffartzik, A.; Haberl, H.; Kastner, T.; Wiedenhofer, D.; Eisenmenger, N.; Erb, K.-H., 2015. *Trading Land: A Review of Approaches to Accounting for Upstream Land Requirements of Traded Products*. Journal of Industrial Ecology 19(5), 703–714. <https://doi.org/10.1111/jiec.12258>
- Schoer, K.; Weinzettel, J.; Kovanda, J.; Giegrich, J.; Lauwigi, C., 2012. *Raw Material Consumption of the European Union – Concept, Calculation Method, and Results*. Environmental Science & Technology 46(16), 8903–8909. <https://doi.org/10.1021/es300434c>
- Steen-Olsen, K.; Weinzettel, J.; Cranston, G.; Ercin, A. E.; Hertwich, E. G., 2012. *Carbon, Land, and Water Footprint Accounts for the European Union: Consumption, Production, and Displacements through International Trade*. Environmental Science & Technology 46(20), 10883–10891. <https://doi.org/10.1021/es301949t>

- Steffen, W.; Crutzen, P. J.; McNeill, J. R., 2007. *The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature*. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36(8), 614–621. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[614:TAAHNO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2)
- Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S. E.; Fetzer, I.; Bennett, E. M.; Biggs, R.; Carpenter, S. R.; de Vries, W.; de Wit, C. A.; Folke, C.; Gerten, D.; Heinke, J.; Mace, G. M.; Persson, L. M.; Ramathanathan, V.; Reyers, B.; Sörlin, S., 2015. *Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet*. *Science* 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- UN, 1991. *Naše společná budoucnost: Zpráva Světové komise pro životní prostředí a rozvoj*, 1. vyd. ed. Academia : Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha.
- UNFCCC, 2008. *Kyoto protocol reference manual on accounting of emissions and assigned amount*. United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn, Germany.
- van den Bergh, J. C. J. M.; Grazi, F., 2014. *Ecological Footprint Policy? Land Use as an Environmental Indicator*. *Journal of Industrial Ecology* 18(1), 10–19. <https://doi.org/10.1111/jiec.12045>
- van den Bergh, J. C. J. M.; Verbruggen, H., 1999. *Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint'*. *Ecological Economics* 29(1), 61–72. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00032-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00032-4)
- Vanham, D.; Bidoglio, G., 2013. *A review on the indicator water footprint for the EU28*. *Ecological Indicators* 26, 61–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.021>
- Vanham, D.; Leip, A.; Galli, A.; Kastner, T.; Bruckner, M.; Uwizeye, A.; van Dijk, K.; Erwin, E.; Dalin, C.; Brandão, M.; Bastianoni, S.; Fang, K.; Leach, A.; Chapagain, A.; Van der Velde, M.; Sala, S.; Pant, R.; Mancini, L.; Monforti-Ferrario, F.; Carmona-Garcia, G.; Marques, A.; Weiss, F.; Hoekstra, A. Y., 2019. *Environmental footprint family to address local to planetary sustainability and deliver on the SDGs*. *Science of The Total Environment* 693, 133642. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133642>
- Wackernagel, M., 2014. *Comment on "Ecological Footprint Policy? Land Use as an Environmental Indicator"*. *Journal of Industrial Ecology* 18(1), 20–23. <https://doi.org/10.1111/jiec.12094>
- Wackernagel, M.; Rees, W. E., 1997. *Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: Economics from an ecological footprint perspective*. *Ecological Economics* 20(1), 3–24. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(96\)00077-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(96)00077-8)
- Waters, C. N.; Zalasiewicz, J.; Summerhayes, C.; Barnosky, A. D.; Poirier, C.; Gałuszka, A.; Cearreta, A.; Edgeworth, M.; Ellis, E. C.; Ellis, M.; Jendel, C.; Leinfelder, R.; McNeill, J. R.; Richter, D. deB.; Steffen, W.; Syvitski, J.; Vidas, D.; Wagreich, M.; Williams, M.; Zhisheng, A.; Grinevald, J.; Odada, E.; Oreskes, N.; Wolfe, A. P., 2016. *The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene*. *Science* 351(6269), aad2622. <https://doi.org/10.1126/science.aad2622>
- Weinzettel, J.; Hertwich, E. G.; Peters, G. P.; Steen-Olsen, K.; Galli, A., 2013. *Affluence drives the global displacement of land use*. *Global Environmental Change* 23(2), 433–438. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.12.010>
- Weinzettel, J.; Vačkářů, D.; Medková, H., 2019. *Potential net primary production footprint of agriculture: A global trade analysis*. *Journal of Industrial Ecology* 23(5), 1133–1142. <https://doi.org/10.1111/jiec.12850>
- Wiedmann, T.; Lenzen, M.; Keyßer, L. T.; Steinberger, J. K., 2020. *Scientists' warning on affluence*. *Nature Communications* 11(1), 3107. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16941-y>
- Wiedmann, T. O.; Schandl, H.; Lenzen, M.; Moran, D.; Suh, S.; West, J.; Kanemoto, K., 2015a. *The material footprint of nations*. *PNAS* 112(20), 6271–6276. <https://doi.org/10.1073/pnas.1220362110>
- Wiedmann, T. O.; Schandl, H.; Moran, D., 2015b. *The footprint of using metals: new metrics of consumption and productivity*. *Environmental Economics and Policy Studies* 17(3), 369–388. <https://doi.org/10.1007/s10018-014-0085-y>
- Wiltung, H. C.; Schipper, A. M.; Bakkenes, M.; Meijer, J. R.; Huijbregts, M. A. J., 2017. *Quantifying Biodiversity Losses Due to Human Consumption: A Global-Scale Footprint Analysis*. *Environmental Science & Technology* 51(6), 3298–3306. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05296>
- Wright, L. A.; Kemp, S.; Williams, I., 2011. *'Carbon footprinting': towards a universally accepted definition*. *Carbon Management* 2(1), 61–72. <https://doi.org/10.4155/cmt.10.39>
- Wu, L.; Huang, K.; Ridoutt, B. G.; Yu, Y.; Chen, Y., 2021. *A planetary boundary-based environmental footprint family: From impacts to boundaries*. *Science of The Total Environment* 785, 147383. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147383>
- Yang, H.; Pfister, S.; Bhaduri, A., 2013. *Accounting for a scarce resource: virtual water and water footprint in the global water system*. *Current Opinion in Environmental Sustainability, Aquatic and marine systems* 5(6), 599–606. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.10.003>
- Yu, Y.; Feng, K.; Hubacek, K., 2013. *Tele-connecting local consumption to global land use*. *Global Environmental Change* 23(5), 1178–1186. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.006>