

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH**  
Zemědělská fakulta

---

Katedra agroekosystémů

Studijní program: Fytotechnika

Studijní obor: Speciální produkce rostlinná

**DISERTAČNÍ PRÁCE**

**Environmentální aspekty produkce potravin**

Školitel: prof. Ing. Jan Moudrý, CSc.

Autor disertační práce: Ing. Zuzana Jelínková

**České Budějovice, 2018**

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce, a to v nezkrácené podobě v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 17. 1. 2018

.....

## **Poděkování**

V první řadě bych ráda poděkovala svému školiteli prof. Ing. Janu Moudrému, CSc. za veškerý čas strávený při konzultacích disertační práce a za cenné rady a životní zkušenosti, které mi poskytl během naší vzájemné spolupráce.

Velké poděkování také patří projektovým kolegům z Ressource Management Agentur, Bio Austria a Czechglobe, zejména pak Mag. Diedrikovi de Neef z kodaňské univerzity, který představoval mého hlavního metodického sparring partnera.

Dále si velmi cením rad a zkušeností kolegů z Centra pro otázky životního prostředí, především děkuji doc. Ing. Janu Weinzettelovi, Ph.D. za cennou zpětnou vazbu a Daně Kapitulčinové, Ph.D. za mnoho hodin strávených diskuzemi ohledně modelování LCA potravinových produktů.

Speciální poděkování za ochotu a vstřícnost bych ráda věnovala všem spolupracujícím subjektům od zemědělců, výrobců potravin, obchodníků až po experty na danou oblast produkce a zpracování jednotlivých potravin.

Na závěr děkuji své rodině za trpělivost a podporu, kterou mi poskytovala po celou dobu doktorského studia.

## **Abstrakt**

Disertační práce se zabývá vyhodnocením environmentálních dopadů vybraných potravin rostlinného původu. Hlavním cílem práce bylo provést komparativní studie produktů z několika hledisek, která představují způsob zemědělské produkce, regionalitu či způsob zpracování. Výsledky byly vypracovány pomocí metody LCA (Life Cycle Assessment) představující posuzování životního cyklu. K výpočtům posloužil specializovaný software SIMA Pro s využitím jeho integrovaného charakterizačního modelu CML.

Výsledky potvrdily důležitost volby vhodné funkční jednotky. V hodnocení zemědělských surovin byl zátěžovým místem (hotspot) stanoven u konvenčních produktů proces hnojiv, a to především dusíkatých hnojiv, u ekologických produktů proces agrotechnických operací. Z nich se environmentálně nejproblematictější jeví systém zavlažování jak v konvenční, tak v ekologické produkci.

Z hlediska finálních potravin představuje zátěžové místo především stupeň zpracování a v případě ekologických variant produktů jejich transport, který je v podmínkách České republiky díky malé hustotě zpracovatelských kapacit příliš dlouhý.

Provedené studie neprošly plným procesem kritického přezkoumání druhou stranou a z tohoto důvodu je norma zakazuje prezentovat veřejnosti, nicméně mohou posloužit jako základ dalších studií, či jako podkladový materiál pro tvorbu koncepcí a strategií udržitelné produkce a spotřeby potravin.

## **Klíčová slova:**

Posuzování životního cyklu (LCA), ekologický a konvenční systém zemědělské produkce, produkce potravin.

## **Abstract**

The thesis deals with an evaluation of environmental impacts of selected foods of plant origin. The main objective was to carry out several comparative studies of food products, comparing the agricultural production systems, the regionality of products and the degree of processing of products. As a method Life Cycle Assessment (LCA) was used. For calculation the software SIMA Pro was used with its integrated characterization method CML.

The results confirmed the importance of selecting the appropriate functional unit. The hotspot for life cycle of agricultural system for conventional farming was determined to be the process of fertilization, especially with nitrogenous fertilizers. In the case of organic farming the hotspot was determined to be the process of agricultural operation. The operation with worst environmental impact was identified to be irrigation systems, both in conventional and in organic production.

The hotspot of final foodstuffs represents the degree of processing. In the case of organic products, the hotspot is the transport which is too long in the Czech Republic due to low density of processing capacity.

The conducted studies were not under a critical review of another party and for this reason direct presentation to the public is prohibited. However, the results can serve as a basis for further studies or as a background material for the formation of concepts and strategies for sustainable food production and consumption.

## **Key words:**

Life Cycle Assessment (LCA), Organic and conventional farming system, food production.

# Obsah

1.	Nástroje environmentálního managementu .....	12
1.1.	Environmentální značení .....	13
1.1.1.	Environmentální značení typu I .....	13
1.1.2.	Environmentální značení typu II .....	13
1.1.3.	Environmentální značení typu III .....	14
1.2.	Ekodesign .....	14
1.3.	Footprint metody .....	14
1.3.1.	Ekologická stopa .....	14
1.3.2.	Uhlíková stopa .....	15
1.3.3.	Vodní stopa .....	15
1.4.	Analytické nástroje environmentálního managementu .....	15
1.4.1.	Metoda posuzování životního cyklu – LCA .....	15
1.4.2.	Hodnocení environmentálních rizik – ERA .....	15
1.4.3.	Nákladově zisková analýza – CBA .....	16
1.4.4.	Input-output analýza – IOA .....	16
1.4.5.	Analýza materiálových vstupů a výstupů – MFA .....	16
2.	Posuzování životního cyklu .....	17
2.1.	Popis LCA .....	17
2.1.1.	Praktický přínos LCA .....	17
2.1.2.	Označení šetrných produktů .....	18
2.1.3.	Historický vývoj LCA .....	19
2.1.4.	Koncept LCT .....	21
2.1.5.	Standardizace LCA .....	21
2.2.	Modelování LCA .....	22
2.2.1.	Definice cílů a rozsahu .....	23
	Cíl studie .....	24
	Rozsah studie .....	24
2.2.2.	Inventarizační analýza .....	27
2.2.3.	Posuzování dopadů .....	28
2.2.4.	Interpretace životního cyklu .....	37
2.3.	Metoda CML .....	37
3.	Využití LCA v zemědělství .....	39

3.1.	Obecné využití.....	39
3.2.	Problematika zemědělské LCA .....	41
3.2.1.	Kritické body fáze definice cílů a rozsahu .....	41
3.2.2.	Kritické body fáze inventarizační analýzy.....	43
3.2.3.	Kritické body fáze posuzování dopadů .....	45
4.	Metodika práce.....	46
4.1.	Cíle práce.....	46
4.2.	Výběr potravin.....	46
4.3.	LCA potravin.....	47
4.3.1.	Definice cílů a rozsahu.....	47
4.3.2.	Inventarizační analýza.....	53
4.3.3.	Posuzování dopadů .....	55
4.3.4.	Interpretace.....	55
5.	Výsledky a diskuze .....	58
5.1.	Vyhodnocení dílčích komparativních studií.....	58
5.1.1.	Komparativní studie pšenice .....	58
5.1.2.	Komparativní studie žita .....	61
5.1.3.	Komparativní studie pšeničné mouky.....	63
5.1.4.	Komparativní studie žitné mouky .....	66
5.1.5.	Komparativní studie pšeničného pečiva .....	67
5.1.6.	Komparativní studie chleba.....	70
5.1.7.	Komparativní studie těstovin .....	72
5.1.8.	Komparativní studie brambor .....	74
5.1.9.	Komparativní studie loupaných brambor.....	77
5.1.10.	Komparativní studie hranolků .....	79
5.1.11.	Komparativní studie bramborové kaše.....	81
5.1.12.	Komparativní studie cibule .....	83
5.1.13.	Komparativní studie zelí .....	85
5.1.14.	Komparativní studie mrkve .....	88
5.2.	Souhrnné vyhodnocení komparativních studií .....	91
5.2.1.	Systém zemědělské produkce .....	91
5.2.2.	Systém zpracování .....	99
5.2.3.	Systém transportu.....	102
5.3.	Hodnocení LCA studií.....	106

5.3.1.	Kontrola úplnosti a konzistence .....	106
5.3.2.	Citlivostní analýza.....	108
6.	Závěr .....	112
7.	Literatura.....	116
8.	Seznamy .....	133
8.1.	Seznam obrázků .....	133
8.2.	Seznam tabulek.....	133
8.3.	Seznam grafů .....	135
8.4.	Seznam příloh.....	138
9.	Přílohy .....	139



## **Použité zkratky**

CBA	Cost Benefit Analysis
CF	Carbon Footprint
CML	Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden
ČNI	Český normalizační institut
ČSÚ	Český statistický úřad
DALY	Disability-Adjusted Life Years
EF	Ecological Footprint
EMAS	Eco-Management and Audit Scheme
EPD	Environmental Product Declaration
ERA	Environmental Risk Assessment
GWP	Global Warming Potential
IOA	Input Output Analysis
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
LCA	Life Cycle Assessment
LCC	Life Cycle Costing
LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LCT	Life Cycle Thinking
MFA	Material Flow Analysis
NDS	Nutrition Density Score
NGO	Non-Governmental Organization
NRF9.3	Nutrient Rich Food Index
NuVal®	Nutritional Scoring System
ODP	Ozone Depletion Potential
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
PCR	Product Category Rules
REPA	Resource and Environmental Profile Analysis
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SFA	Substance Flow Analysis
SPOLD	Society for the Promotion of Life-cycle Development
UNEP	United Nations Environment Programme

WF  
WHO

Water Footprint  
World Health Organization

## Úvod

Potraviny představují jeden ze základních požadavků lidské existence, který nelze nijak nahradit či dematerializovat. S rostoucí populací se předpokládá nárůst po jejich poptávce a s tím související tlak na rozšiřování zemědělských ploch a intenzifikaci stávajících produkčních systémů. Zemědělství, stejně jako každá antropogenní činnost, ovlivňuje životní prostředí a způsobuje celou řadu environmentálních dopadů, které působí na komplex biosféry, atmosféry, pedosféry i hydrosféry. Stejně se dá říci o následném zpracování v rámci potravinářského průmyslu a logistice ke spotřebiteli.

Udržitelnost produkce potravin se do budoucnosti stává velmi významnou tematikou, jímž cílem je zajistit dostatečný přístup a kvalitu potravin pro budoucí generace. Chceme-li toho dosáhnout, je nutné určit kritická místa stávajícího systému a navrhnout vhodná optimalizační opatření, která musí vést ke snižování negativních dopadů na životní prostředí. K tomu je ovšem nutné umět systémy dostatečně poznat a identifikovat jejich komplexní dopady.

Do současné doby byla vyvinuta celá řada metod a postupů, jak efektivně určit dopad v dané oblasti, ale jen velmi málo metod zahrnuje požadovanou komplexitu. Jeden z nejlepších přístupů kvantifikace představuje přístup posuzování životního cyklu (Life Cycle Assessment). Jeho podstatným rysem je, že hodnotí celý životní cyklus a jeho dopady na více složek životního prostředí (nikoliv však na všechny), díky čemuž zabraňuje přenášení environmentální zátěže z jedné oblasti do oblasti druhé, ať se jedná o složku prostředí či část životního cyklu produktu.

Proces výroby potravin z hlediska životního cyklu začíná těžbou materiálu surovin sloužících jako vstup do zemědělského produkčního systému, vlastním zemědělským hospodařením, přes výrobu potravin a s ní spjatým logistickým řetězcem zahrnující transport a skladování.

Předkládaná práce využívá této metody a snaží se pomocí komparativních studií zhodnotit vybrané potraviny rostlinného původu z hlediska systému jejich produkce, z hlediska stupně zpracování a z hlediska regionality. Zjištěné závěry poukazují na kritická místa produkce potravin a navrhují možná řešení.

## 1. Nástroje environmentálního managementu

Rostoucí zájem o problematiku životního prostředí se reflektuje ve všech úrovních lidské společnosti. Udržitelný rozvoj není jen úkolem politické sféry a legislativně orientované politiky životního prostředí, ale stává se také úkolem jednotlivců a firem. Zejména podniky v posledních letech vykazují trend orientace k výrobě environmentálně šetrných produktů, přičemž využívají nejrůznějších nástrojů environmentálního managementu. Nejjednodušeji lze tyto nástroje rozdělit na povinné, které vycházejí z legislativy a na nástroje dobrovolné. Následující popis se zaměří pouze na dobrovolné nástroje, a to zejména ty, které se přímo týkají produktů pocházejících z agropotravinářského sektoru.

Remtová (2006) rozděluje dobrovolné nástroje dle jednotnosti své aplikace v praxi na dobrovolné přístupy, které nemají propracovaný jednotný postup a je volbou podniku, zda a jakým stylem je uskutečnící, a na dobrovolné nástroje, jejichž postup provádění je sjednocen často i na mezinárodní úrovni či je normalizován. Mezi tuto skupinu patří nejrůznější metody, postupy, programy, prohlášení a označování produktů.

Růžička (2016) vymezuje nástroje zaměřené na podnik jako celek, jimiž jsou např. EMAS (systém environmentálního řízení podniku), čistší produkce, dobrovolné dohody, environmentální manažerské účetnictví a environmentální reporting, a na nástroje, týkající se výrobků a služeb. Těmi jsou environmentální značení či ekodesign. Poté existují metody, které mohou hodnotit podniky, ale také jednotlivé konzumenty či územní celky. Mezi nejznámější patří metody „stop“ (footprint), které jsou založeny na holistickém přístupu hodnocení celého životního cyklu, přičemž nejvíce používanými stopami v potravinářském a zemědělském sektoru dle Čučka et al. (2012), jsou ekologická stopa – EF (Ecological Footprint), uhlíková stopa – CF (Carbon Footprint) a vodní stopa – WF (Water Footprint).

Další takovou skupinu tvoří dle Kočího (2009) analytické nástroje environmentálního managementu, kde mezi hlavní patří metoda posuzování životního cyklu – LCA (Life Cycle Assessment), hodnocení environmentálních rizik – ERA (Environmental Risk Assessment), analýza zisků a nákladů – CBA (Cost Benefit Analysis), input-output analýza – IOA (Input Output Analysis) a účetnictví materiálních toků – MFA (Material flow analysis). Tyto nástroje se liší dle svého zaměření, některé se soustředí na látky, jiné na produkty či služby, další zase na celé

regiony. Jejich dopady mohou být vyjádřeny pomocí fyzikálně-chemických veličin, biologických ukazatelů a jiné se vyjadřují z hlediska ekonomického kontextu monetárně. Některé z uvedených nástrojů prošly standardizací a jsou ukotveny v národních a mezinárodních normách.

## **1.1. Environmentální značení**

Environmentální značení (EZ) představuje souhrn značek a označení, které poukazují na vlivy, jimiž označený produkt (výrobek nebo služba) působí nebo by mohl působit na životní prostředí (ČNI, 2002). Toto značení má podobu symbolu, prohlášení nebo obrazce umístěného na výrobku či v dokumentaci k výrobku a může být použito pro reklamní účely. Environmentální označení lze rozdělit na povinné, které vyplývá z dané legislativy, nebo na dobrovolné, kam spadají tři druhy normalizovaného ekologického označování (MŽP, 2016). Hlavním cílem environmentálního značení je povzbudit poptávku a nabídku takových produktů, které vytváří menší tlak na životní prostředí, a to prostřednictvím sdělování ověřitelných, přesných a nezavádějících informací o environmentálních aspektech produktů, a tím stimulovat potenciál pro neustálé tržně řízené environmentální zlepšování (ČNI, 2002).

### **1.1.1. Environmentální značení typu I**

EZ typu I je normalizované pomocí ČSN EN ISO 14024 (ČNI, 2000) a často bývá uváděno jako eco-labelling. Tento typ představuje nástroj založený na označení environmentálně šetrného produktu, který ve srovnání s obdobnými produkty méně zatěžuje prostředí. Označené výrobky musí splnit stanovená kritéria a jejich splnění je ověřeno třetí stranou (MŽP, 2016). V České republice představuje ochrannou známku stylizované písmeno s nápisem „E“ – Ekologicky šetrný výrobek/služba.

### **1.1.2. Environmentální značení typu II**

EZ typu II je normalizované pomocí ČSN EN ISO 14021 (ČNI, 2001) a představuje tzv. vlastní environmentální tvrzení. To je definováno jako prohlášení, značka nebo obrazec poukazující na environmentální aspekt výrobku, součástky nebo obalu (např. biologicky degradovatelný, recyklovatelný, apod.). Toto označení nemusí být ověřeno třetí stranou, nicméně musí být veřejně ověřitelné díky zpřístupněným informacím výrobce.

### **1.1.3. Environmentální značení typu III**

EZ typu III je normalizované pomocí ČSN EN ISO 14025 (ČNI, 2006c) a jeho nejznámějším typem je EPD (Environmental Product Declaration). Toto označení poskytuje kvantitativní informace o vlivu daného produktu na životní prostředí, a to v celém jeho životním cyklu - tzn. od těžby surovin až po odstranění či recyklaci. Základem EPD je uplatnění metody LCA. Bližší popis je uveden v sekci 3.1.2.

## **1.2. Ekodesign**

Ekodesign představuje začleňování environmentálních požadavků do návrhu a vývoje produktů (Růžička, 2016). Obecnější definice představuje ekodesign jako proces navrhování a vývoje produktu, který mimo klasických vlastností, jimiž jsou například funkčnost a ekonomická dostupnost, uvažuje i cíle minimálního environmentálního dopadu na prostředí (Remtová, 2003).

## **1.3. Footprint metody**

Vznik footprint metod úzce souvisí s požadavkem tvorby indikátorů, které by sloužily ke kvantifikaci environmentálních problémů v kontextu zhodnocení strategií udržitelného rozvoje. Mezi těmito indikátory hrají důležitou roli tzv. „footprints“ (stopy). Stopy představují prostředek pro kvantitativní vyčíslení spotřebovaných přírodních zdrojů či tlaku na prostředí způsobeným požadavky lidské existence. Nejrozšířenějšími indikátory používanými v agropotravinářském sektoru jsou ekologická, uhlíková a vodní stopa (Čuček et al., 2012). V současné době Galli et al. (2012) seskupil indikátory vodní, ekologické a uhlíkové stopy do skupiny „footprint family“.

### **1.3.1. Ekologická stopa**

Ekologická stopa je koncept navržený Wackernagelem a Reesem v roce 1996 a představuje nejrozšířeněji používaný indikátor k hodnocení udržitelnosti lidských požadavků na prostředí. Obecná definice udává ekologickou stopu jako velikost plochy, která je třeba k zajištění zdrojů a likvidaci odpadů sloužících k udržení současného životního stylu obyvatel (Wackernagel a Rees, 1996), přičemž zahrnovaný odpad je pouze oxid uhličitý. Je vyjádřena v jednotkách bioproduktivní plochy (světový průměr), která je potřeba k ročnímu poskytování či regeneraci zdrojových toků, konkrétně to jsou globální hektary (gha) či hektary s globální

průměrnou produktivitou (Čuček et al., 2012). Z hlediska iniciativy o sjednocení metodiky byly vydány organizací Global Footprint Network standardy nazvané Ecological Footprint Standards (Global Footprint Network, 2016).

### **1.3.2. Uhlíková stopa**

Uhlíkovou stopu lze definovat jako EPD, které se zaměřuje pouze na dopady na klima. Indikátor je spojen s lidským tlakem na planetu v otázce produkce skleníkových plynů. Uhlíková stopa je kvantifikována pomocí potenciálu globálního oteplování GWP (Global Warming Potential) a je vyjádřena v ekvivalentech oxidu uhličitého. Její výpočet probíhá dle standardů, protokolů a návodů (Greenhouse Gas Protocol, 2016), či dle normy ČSN ISO 14067 Skleníkové plyny – Uhlíková stopa – Požadavky a směrnice pro kvantifikaci a komunikaci (ČNI, 2015).

### **1.3.3. Vodní stopa**

Koncept vodní stopy (Hoekstra, 2011) představil v roce 2012 Arjen Hoekstra s cílem vytvořit indikátor založený na přímé i nepřímé spotřebě přírodního kapitálu vody. Výpočet se provádí buď pro proces, produkt, konzumenta nebo skupinu konzumentů. Velmi často se v posledních letech hodnotí i vodní stopa městských aglomerací, regionů či států. Výpočet vodní stopy je standardizován pomocí normy ČSN ISO 14046 Environmentální management – Vodní stopa – Zásady, požadavky a směrnice (ČNI, 2016). Zaštitující organizaci představuje Water Footprint Network založená v roce 2008, která se zaměřuje na vývoj volně dostupných standardů a nástrojů pro výpočet, s cílem vyřešit světovou vodní krizi pomocí férové a efektivní spotřeby vody po celém světě (WFN, 2016).

## **1.4. Analytické nástroje environmentálního managementu**

### **1.4.1. Metoda posuzování životního cyklu – LCA**

Metoda hodnotí environmentální dopady během životního cyklu produktu. Jelikož je stěžejní metodou této disertační práce, její podrobný popis je uveden v kapitole 2.

### **1.4.2. Hodnocení environmentálních rizik – ERA**

Hodnocení environmentálních rizik prezentuje postup, který na základě všech dostupných údajů určuje míru a stupeň rizika vyplívající z konkrétní ekologické zátěže (MŽP, 2005). Nutno podotknout, že předmětem působení látek v prostředí

není pouze člověk, ale i ekosystémy (Kočí, 2009). Metoda probíhá ve třech krocích, jimiž jsou identifikace rizika, odhad a hodnocení rizika a stanovení jeho přijatelnosti (Ficbauer, 2009). Studie ERA obvykle hodnotí, zda emise vzniklé v důsledku produktu či procesů překračují legislativní normy (Kočí, 2009).

#### **1.4.3. Nákladově zisková analýza – CBA**

CBA rozšiřuje běžné finanční hodnocení projektu o veškeré socio-ekonomické dopady projektu. Vyčísluje nejen finanční náklady na realizaci projektu, ale současně finančně zhodnocuje i další společenské přínosy (např. zlepšení zdravotního stavu obyvatel či vliv na životní prostředí). Díky této analýze lze vyčíslit výhodnost projektů, které výsledně nepřinášejí přímý peněžní užitek (Kočí, 2009).

#### **1.4.4. Input-output analýza – IOA**

Základní myšlenkou input-output analýzy je fakt, že ekonomický subjekt existuje díky tomu, že mu jiný ekonomický subjekt nebo přímý spotřebitel platí za jeho výstupy. Těmi mohou být výrobky i služby, které mají hmotnou i nehmotnou podstatu. Ekonomický subjekt na svém vstupu spotřebovává energii a materiály, za které rovněž platí penězi. U všech finančních toků se sleduje z kterého a do kterého ekonomického sektoru proudí. IOA se obvykle provádí v rámci regionu, v kterém sleduje materiálové a energetické vstupy a výstupy (odtud pramení její název) a ekonomicky vyčísluje jejich hodnotu (Kočí, 2009).

#### **1.4.5. Analýza materiálových vstupů a výstupů – MFA**

MFA představuje analýzu na úrovni regionu (obvykle v časovém horizontu jednoho roku) a hodnotí environmentální dopady materiálových toků. Pokud je tato analýza zaměřena pouze na jedinou látku nazývá se SFA (Substance Flow Analysis). Provádění MFA je ukotveno pomocí normy ČSN ISO 14051 Environmentální management – Nákladové účetnictví materiálových toků – Obecný rámec (ČNI, 2012).

Každý z uvedených nástrojů má své výhody a nevýhody. V důsledku snahy potlačit nedostatky jednotlivých metod došlo k jejich vzájemnému kombinování do tzv. hybridních metod. Mezi nejznámější hybridní metody patří LCA-MFA a LCA-IOA.



## 2. Posuzování životního cyklu

### 2.1. Popis LCA

Metoda posuzování životního cyklu (angl. Life Cycle Assessment – LCA) představuje dle Kočího (2009) analytickou metodu hodnocení environmentálních dopadů výrobků, služeb a technologií, obecně produktů. Přesná definice posuzování životního cyklu zní: „*shromažďování a vyhodnocování vstupů, výstupů a možných dopadů produktového cyklu na životní prostředí během jeho životního cyklu*“ (ČNI, 2006a).

Definice vyzdvihuje dva podstatné aspekty metodiky, a to snahu obsáhnout celkový dopad na životní prostředí a dopad, který je způsoben za celý životní cyklus produktu (Čurda a Fuchsová, 1996).

Aspekt celkového dopadu na životní prostředí hraje významnou roli při takzvané identifikaci nežádoucího přenášení problému z místa na místo. Tím jsou dle Kočího (2009) míněny takové změny v procesech, které sice na jedné straně životnímu prostředí uleví, ale zhorší zatížení na jiném místě v jiné dopadové kategorii nebo na jiném místě či v jiném čase.

Aspekt celkového životního cyklu produktu zahrnuje všechny materiálové a energetické toky vzniklé při prvotní těžbě a výrobě materiálů, zpracování samotného produktu, jeho distribuci, užívání až po likvidaci. Ačkoliv úplné provádění studie zahrnuje celý životní cyklus, existují dva způsoby modelování (Kočí, 2009). Prvním je přístup od „kolébky ke hrobu“ (angl. Cradle to Grave) a druhým je přístup od „kolébky k bráně“ (angl. Cradle to Gate). Zatím co první plně respektuje modelování celého cyklu, druhý modeluje zúžený cyklus od získání surovin po výrobu produktu, uživatelská fáze a fáze odstranění není započtena.

#### 2.1.1. Praktický přínos LCA

Z výše uvedených charakteristik metody vyplývá její značný přínos pro dokonalejší a komplexnější pochopení dopadů nejrůznějších lidských činností a aktivit na jednotlivé oblasti životního prostředí. Výsledky zpracovaných studií slouží především jako podkladový materiál pro nejrůznější rozhodovací procesy.

Výčet oblastí využitelnosti výsledků může zahrnovat (ČNI, 2006a):

- Identifikaci možností zlepšení environmentálního profilu výrobků v jednotlivých fázích výroby či zpracování.
- Informování klíčových rozhodujících osob jak v soukromé, tak státní sféře za účelem strategického plánování.
- Marketingové označování šetrných produktů.

Jako nejdůležitější aplikace použití LCA studií Goedkoop et al. (2013) přidávají tyto:

- Analýza podílů jednotlivých fází produktového systému na celkové způsobené zátěži, přičemž analýza má za cíl určit priority pro zlepšení výrobních procesů.
- Porovnání mezi produkty, jak pro vnitřní, tak pro vnější účely, stejně jako základ pro prohlášení deklarace environmentálního produktu (více v samostatné kapitole).

Využití metody posuzování životního cyklu zahrnuje dle Kočího (2009) tyto metodologické přínosy:

- Provádění komparativních studií, což znamená srovnávání alternativních produktů se stejnou uživatelskou funkcí.
- Hodnocení s ohledem na celý cyklus a tím možná identifikace přenášení problémů z místa na místo.
- Vymezení hranic pro jasnou interpretaci rozsahu produktového systému.
- Vyjadřování dopadů pomocí dopadových kategorií, nikoliv prostým výčtem emisí.
- Iterační podstata studie a transparentnost.
- Definice postupů hodnocení kvality studie a kritické přezkoumání.

### 2.1.2. Označení šetrných produktů

V souvislosti s hodnocením životního cyklu a značením produktů mluvíme o úrovni ekologického označování TYPU III, jehož specifikaci udává norma ČSN EN ISO 14025 (ČSN, 2006c). Tento typ se nazývá environmentální deklarace o produktu – EPD (Environmental Product Declaration). Definice EPD zní takto: *„Mezinárodní EPD je ověřený a registrovaný dokument, který uvádí transparentní a srovnatelné informace o vlivu výrobků na životní prostředí s ohledem na celý jejich*

životní cyklus“ (EPD, 2015). EPD charakterizuje environmentální vzhled produktu, jehož výsledky jsou založeny na LCA studii (Schmincke a Grahl, 2007). Dle Goedkoopa et al. (2013) se EPD stalo hlavním polem aplikace LCA. Provádění LCA pro účely EPD je více striktní než provádění běžné LCA, hlavním důvodem této striktnosti je nezbytnost vzájemné porovnatelnosti produktů (Baumann a Tillman, 2012). Při vypracování EPD se tvůrci musí řídit dokumentem PCR (Product Category Rules), který slouží jako manuál pro kalkulaci životního cyklu výrobků

ve stejné produktové kategorii, obsahuje stanovené požadavky, specifikuje např. funkční jednotku, používané databáze a určené dopadové kategorie (Goedkoop et. al., 2013).

### 2.1.3. Historický vývoj LCA

První provedenou studií, retrospektivně označenou jako LCA je studie REPA (Resource and Environmental Profile Analysis) na zpracování obalových materiálů pro firmu Coca-Cola uskutečněná v roce 1969 Harrym A. Teasleyem (Hunt a Franklin, 1996). Následně provedené studie se také týkaly zejména obalových materiálů a odpadů. Tyto první snahy o určení ekologických dopadů lidské činnosti byly mimo jiné reakcí na zveřejněné vědecké zprávy mapující důsledky prudkého ekonomického růstu na jedné straně a omezené kapacity planety na straně druhé (Čurda a Fuchsová, 1996). Mezi tyto publikace bezesporu patří Meze růstu (Meadows, 1974).

Ropná krize v 70. letech vynesla do popředí LCA zaměřené na suroviny. Rostoucí počet studií potřeboval dostat jednotný metodický základ (Kočí, 2009), kterým se stal výstup workshopu mezi velkými koncerny a výzkumnými vědeckými institucemi pod záštitou SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) v americkém Vermontu: A Technical Framework for Life Cycle Assessment (Fava, 1991). V dokumentu byl definován název metody a obecná struktura, která si dodnes zachovala platnost (Klöpffer, 2006). Přesně o měsíc později se konal obdobný workshop na evropském kontinentě v belgickém Leuvenu.

V dalších letech se LCA rozvíjela v Americe pod SETAC Nord America v Evropě pod SETAC Europe, kde lze za duchovního otce označit výkonného ředitele evropské sekce Nicka de Oude, který zároveň založil organizaci SPOLD (Society for the Promotion of Life-cycle Development). Její prioritou byla veřejná

dostupnost inventarizačních dat (Hindle a de Oude, 1996). Hlavní přínos organizace spočíval ve vývoji důležité metody vzájemného přenosu a sdílení dat (Singhofen et al., 1996).

Při dalším rozvoji metodologie došlo k nejbouřlivějším diskuzím zejména v otázkách týkajících se fáze LCIA (Life Cycle Impact Assessment) – posuzování dopadů (Kočí, 2009). Současné rozřešení přinesl tým Uda de Haes z institutu přírodních věd univerzity v Leidenu (Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden) v podobě CML metody stanovující základní dopadové kategorie (de Haes, 1992), prezentované v roce 1991 na veřejném semináři v Leidenu. Metodika byla ihned přijata v Evropě, v Americe si zvolili jiný přístup a došlo k určitému rozkolu ve filosofii LCIA, který trval až do roku 2002, v kterém nakonec došlo k akceptaci CML metodiky i na druhé straně Atlantiku (Klöpffer, 2006; Kočí, 2009).

Vyústěním série workshopů se stal workshop v Sesimbře v roce 1993, jehož výstupem byl asi nejznámější dokument A Code of Practice (SETAC, 1993). Do dokumentu bylo zakomponováno hodnocení pomocí dopadových kategorií, nicméně nejvíce potřebná doporučení, jaké volit charakterizační modely pro provádění studií chyběla (Klöpffer, 2006).

Publikace se stala základem pro standardizaci metodiky LCA (Kočí, 2009). Hlavním důvodem vzniku norem bylo předcházení vzniku účelových studií (zejména v případech komparativních LCA), které se velmi často vyskytovaly v REPA studiích. Za přímé účasti delegátů 24 států a nepřímé účasti dalších 16 států vznikly čtyři normy týkající se posuzování životního cyklu (Klöpffer, 2006).

V roce 2002 byla v Praze zahájena spolupráce mezi UNEP (United Nations Environment Programme) a SETAC. Akt se stal odrazem požadavku dvou světových konferencí – „Summitu Země“ v Rio de Janeiru 1992 a světového summitu v Johannesburgu roku 2002, kde byl nejdůležitějším cílem 21. století vytyčen udržitelný rozvoj (von Weizsaecker, 2002). K dosažení udržitelné společnosti jsou třeba metodologické nástroje pro hodnocení a monitorování strategií (Andersson, 2000) a je zřejmé, že musí vycházet z metod, které jsou založeny na holistickém pojetí myšlení Life Cycle Thinking (LCT), jehož jádro tvoří právě LCA (Klöpffer, 2003).

### 2.1.4. Koncept LCT

Life Cycle Thinking – myšlení v kontextu životního cyklu je široký koncept, který uvažuje důležitost potenciálních environmentálních dopadů ve všech fázích životního cyklu produktů a služeb. Zejména důležitý je v kontextu výskytu nežádoucího přenášení problému z místa na místo (Čurda a Fuchsová, 1996; Kočí, 2009), kterých bylo dosahováno zejména při rozvoji produktového designu a zlepšení environmentálního profilu ve fázi výroby produktu, kdy ovšem docházelo ke zhoršení dopadů na životní prostředí v uživatelské fázi a ve fázi likvidace produktu (Worldwatch Institute, 2004). Koncept předchází všechna hodnocení udržitelnosti. Nedává smysl zlepšovat (ekonomicky, ekologicky či sociálně) jedinou část v jediném státě, v jediném kroku životního cyklu, nebo v jedné části životního prostředí, jestliže toto zlepšení má negativní následky pro další části systému, které mohou převážit dosažené výhody (Klöpffer, 2003).

Koncept LCA je v dnešní době neoddělitelnou součástí každodenní reality mnoha producentů, kteří si nemohou dovolit zaměřovat svou pozornost pouze na výrobní efektivitu. Praktická realizace probíhá formou strategií založených na analýze LCA, která slouží jako podkladový materiál pro ekodesign, ekoznačení, EPD a environmentální management (Mont a Bleischwitz, 2007). Stručné shrnutí užití konceptu LCT v jednotlivých sociálních úrovních ukazuje tabulka 1.

**Tabulka 1:** Použití konceptu LCA na různých sociálních úrovních (Zdroj: Sustainable Materials Management Coalition, 2014)

Úroveň	Použití
Politická úroveň	Rozvoj národních a nadnárodních politik a strategií
NGO, veřejné organizace	Hodnocení veřejných politik, porovnávání produktů a služeb, identifikace priorit
Veřejnost	Osobní volba produktů a služeb
Producenti	Environmentální rozvoj produktu
Obchodníci	Tvorba environmentálních řetězců

### 2.1.5. Standardizace LCA

Hlavním podnětem standardizace bylo vymezení pevného rámce provádění LCA s cílem zabránit vzniku účelových studií (Kočí, 2009).

Platná řada norem zahrnuje:

- ČSN EN ISO 14040: Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Zásady a osnova (ČNI, 2006a)
- ČSN EN ISO 14044: Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Požadavky a směrnice (ČNI, 2006b)

Současné dvě normy nahradily normy 14041, 14042 a 14043, nicméně v jejich znění nedošlo k žádným důležitým změnám (Goedkoop et al., 2013).

Normy vytvářejí metodický rámec pro provádění studií, ovšem samotný postup provádění LCA je vždy v kompetencích zpracovatele studie. ČSN EN ISO 14 040 praví: „*Organizace mají volnost při praktickém provádění LCA, jak je stanoveno v mezinárodní normě, v souladu se zamýšleným použitím a požadavky organizace*“ (ČNI, 2006a).

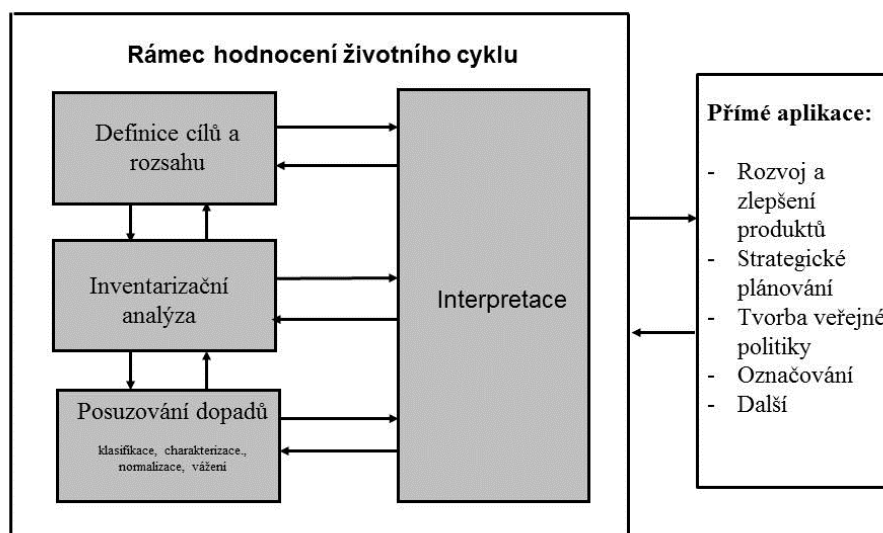
## 2.2. Modelování LCA

Hlavní technikou použitou při zpracování studie LCA je modelování (Goedkoop et al., 2013). Typickým znakem všech modelů je zjednodušení reality, tudíž i provádění studie LCA nemůže poskytnout absolutní a úplné informace o všech vlivech produktu na životní prostředí (Čurda a Fuchsová, 1996). S tímto faktem je zejména třeba počítat při prezentaci a interpretaci výsledků.

Zpracování studie probíhá ve čtyřech na sebe navazujících fázích:

- Definice cílů a rozsahu
- Inventarizační analýza
- Posuzování dopadů
- Interpretace

Velmi důležitým aspektem je iterační podstata studie, která vymezuje konzistenci fází mezi sebou. To znamená, dojde-li v nějaké fázi ke změně, která ovlivní fáze předcházející i následující, musí dojít k přehodnocení všech ovlivněných fází (Weinzettel, 2008; Kočí, 2009). Grafické znázornění návaznosti iterační podstaty jednotlivých fází je uvedeno v obrázku 1.



**Obrázek 1:** Propojenost jednotlivých fází LCA (Zdroj: Baumann a Tillman, 2012)

### 2.2.1. Definice cílů a rozsahu

Jak bylo vysvětleno výše, pomocí LCA modelujeme, lépe řečeno zjednodušujeme realitu, což vždy znamená určité odchylky od skutečnosti. Výzvou pro zhotovení studie je modelovat takovým způsobem, aby nám tyto odchylky příliš neovlivnily výsledky. Nejlepším řešením problému je opatrně definovat cíle a rozsah studie před samotným začátkem (Goedkoop et al., 2013). Definice cílů a rozsahu studie je tedy zákonitě první částí posuzování životního cyklu, jelikož přesné vymezení všech požadavků určuje další charakter postupu. Tato fáze stanovuje za jakých okolností jsou výstupy studie platné (Kočí, 2009). Při provádění prvního kroku musíme stanovit (ČNI, 2006b):

- cíl studie

- rozsah studie

- posuzovaný produktový systém
- funkci a funkční jednotku
- systémové hranice
- použité alokační principy
- metodologii posuzování a typy dopadů (kategorie dopadů)
- kvalitativní požadavky týkající se dat
- předpoklady a omezení

- je-li požadováno – typ kritického přezkoumání

Díky výše vysvětlené iterační podstatě studie, mohou být počáteční parametry změněny. Změna většinou nastává v průběhu inventarizace, kdy se vykonavatel studie setká s rozdílnou kvalitou dat, zejména pak s jejich nedostupností. V takovém případě je nutné pro úspěšné provedení studie vstupní parametry změnit (Judl, 2010).

### **Cíl studie**

Na začátku každé studie musí být v cílech uvedeno komu je určena, důvody zpracování studie a zamýšlené použití výsledků (ČNI, 2006b). Jednoznačné uvedení příjemce zvyšuje transparentnost studie a pochopitelnost kontextu platnosti výsledků, jelikož různí příjemci kladou důraz na různé aspekty. Je vhodné uvést i další subjekty, pro které mohou být výsledky užitečné (Kočí, 2009). Použití výsledků může být rozděleno na interní a externí účely. Interním je například firemní porovnání technologií výroby s cílem identifikace zátěžových míst, či s cílem porovnání více variant produktů za účelem výběru produktu, jež představuje menší environmentální zátěž prostředí. Externím účelem jsou různé formy marketingu, jako je např. environmentální deklarace produktu či strategické plánování (Weinzettel, 2008).

### **Rozsah studie**

Rozsah studie popisuje nejdůležitější metodické volby, předpoklady a omezení (Goedkoop et al., 2013). Vyplyvá z cílů a je určen z hlediska finančních možností zadavatele a časových možností zpracovatele (Weinzettel, 2008).

### ***Funkce a funkční jednotka***

Každý produkt plní určitou funkci ve sféře spotřeby či užití a její identifikace je označována za klíčový moment LCA. Pokud má produkt více funkcí, je třeba vždy vybrat relevantní pro posuzovaný systém (Kočí, 2009). Zvolené množství této funkce se nazývá funkční jednotkou. Funkční jednotka poskytuje základ, k němuž jsou vztaženy vstupní a výstupní údaje. Musí být jasně definovatelná a měřitelná (ČNI, 2006b). Funkční jednotka tedy vyjadřuje měřitelnou velikost funkce, kterou od produktového systému čekáme (Kočí, 2009). V souvislosti s funkční jednotkou je třeba zmínit pojem referenční tok, který udává, jaké množství produktu je třeba k naplnění velikosti funkce (Kočí, 2009).



### ***Hranice systému***

Stanovením hranic systému zpracovatel studie určuje, jaké procesy, vstupy a výstupy bude v rámci životního cyklu produktu analyzovat. Každý produktový systém je natolik komplexní, že je zřejmé, že nikdo nemůže analyzovat všechny jeho vstupy a výstupy (Goedkoop et al., 2013). S rozsáhlejšími hranicemi se zvyšuje náročnost vypracování studie, a proto se doporučuje se zúžit hranice v případech, kde to není na úkor kvality studie (Kočí, 2009). Norma povoluje vyškrtnutí určité fáze životního cyklu, procesy, vstupy i výstupy za podmínek, kdy toto opatření nepozmění výsledky (ČNI, 2006b). Příkladem může být provádění komparativní studie, kde lze vyřadit společné procesy v porovnávaných produktech (Tillman, 2000). Při sběru informací pro vstupy a výstupy mohou být aplikována omezující kritéria, známější pod anglickou terminologií cut-off. Ta umožní vynechání určitých toků na základě jejich hmotnosti, ekonomické hodnoty či environmentální závažnosti (Goedkoop et al. 2013; ČNI, 2006b). Princip spočívá v definování procentuálního hraničního toku, např. pokud hmotnost toku nepřesáhne 5 %, nebude uvažován. Nicméně použití těchto kritérií přináší určitá rizika. Použití hmotnostního kritéria je možné pouze pro materiály, a stejně jako při použití ekonomického kritéria je zde možnost, že tok s malou hmotností a nízkou cenou může mít význačný environmentální dopad. Použití kritéria environmentální závažnosti se jeví jako neoptimálnější možnost, nicméně nikdo skutečně nemůže znát environmentální dopad, dokud není spočten a v případě jeho spočtení postrádá smysl tok vynechávat (Goedkoop et al. 2013). Při aplikaci omezujících kritérií jsou nejdůležitější zkušenosti zpracovatele (Kočí, 2009). Speciálním typem cut off bývá uváděna i studie typu „od kolébky k bráně“ (Baumann a Tillman, 2012).

### ***Alokační principy***

Mnoho produktů plní více než jednu funkci a mnoho životních cyklů produktů má více výstupů než jeden. V těchto případech je nutné použít alokaci. Alokační se míní přiřazení podílu celkové zátěže životního prostředí mezi jednotlivé výstupy (Kočí, 2009). Jak se s ní vypořádat udává norma (ČNI, 2006b).

Pokud je to možné, je třeba se alokaci vyhnout. Možnost představují tyto způsoby:

- Rozdělení procesu na několik subprocesů a získávání údajů pro jednotlivé subprocesy samostatně.
- Rozšíření systému tak, aby pokryl dodatečné funkce vedlejších produktů.

V případě, že není možné se pomocí výše uvedených způsobů alokaci vyhnout, navrhuje norma použít alokaci založenou na fyzikálním principu jako je např. hmotnost či energetický obsah výsledných produktů. Pokud fyzikální alokace není proveditelná, navrhuje norma použít socio-ekonomickou alokaci, například využít tržní hodnoty.

Ačkoliv alokaci založenou na ekonomickém základě zmiňuje norma jako poslední, bývá využívána velmi často. Její nespornou výhodou je, že dokáže odlišit odpad (produkt s žádnou či dokonce se zápornou hodnotou) od ostatních výstupů a vyjadřuje tím relativní důležitost výstupů (Goedkoop et al., 2013).

Pokud je možné použít více alokačních postupů, je nutné provést analýzu citlivosti (ČNI, 2006b).

### ***Kvalita dat***

Data tvoří nezbytný základ provedení studie a je vždy důležité předem definovat, jaká data budou zjišťována. Určena jsou z geografického, časového a technologického hlediska, které nám udává, zda používáme nejmodernějších technologií, průměrných technologií či zastaralých technologií. Dále norma požaduje určení zdroje údajů. Zdroje se zpravidla dělí na primární (přímé hodnoty dat např. od konkrétního výrobce konkrétního produktu) a zdroje sekundární. Použití sekundárních zdrojů nastává v situacích, kdy není možné získat přímá data či data vysoké kvality a je lepší použít kvalifikované odhady nebo statistické údaje (Judl, 2010). Stejně tak je možné použít data z již vytvořených databází (Kočí, 2009). Nejčastěji používaná data pocházejí z Swiss Center for Life Cycle Inventories, které provozuje největší evropskou databázi Ecoinvent (Weidema et al., 2013). Další požadavky kvality dat jsou jejich kompletnost, konzistence a reprodukovatelnost (Goedkoop et al., 2013).

### ***Kritické přezkoumání***

Pokud je cílem LCA provést komparativní studii (porovnat alternativní produkty se stejnou funkcí), jejíž výsledky mají být prezentovány veřejnosti, musí být provedeno kritické přezkoumání (ČNI, 2006b). Stejně tak je požadováno přezkoumání výsledků environmentálního prohlášení produktu (Baumann a Tillman, 2012). V rozsahu studie musí být definováno, zda je kritické přezkoumání třeba a v kladném případě zvolit typ a subjekt, který ho provede (ČNI, 2006b). Detaily procedury kritického přezkoumání popisuje blíže Weidema (2015). Přezkoumání zvyšuje důvěryhodnost a kvalitu studie a výrazně zvyšuje pravděpodobnost, že výsledky studie se stanou základem následných veřejných rozhodovacích procesů (Baumann a Tillman, 2012).

#### **2.2.2. Inventarizační analýza**

Fáze inventarizační analýzy životního cyklu (angl. Life Cycle Inventory – LCI) následuje ihned po stanovení obecných požadavků definovaných v rozsahu a cílech studie. V této fázi je úkolem zpracovatele kvantifikovat množství elementárních toků vyměňovaných mezi stanoveným produktovým systémem a životním prostředím (Kočí, 2009). Stanovený systém je potřebné popsat všemi probíhajícími procesy. Pro zpracování studie je nutné rozložit procesy na jednotkové procesy (Weinzettel, 2008), přičemž jednotkovým procesem je míněna nejmenší část, pro kterou zpracovatel sbírá údaje o materiálních, energetických a emisních tocích. Inventarizační analýza tvoří podle Kočího (2009) „*podstatu praktického provádění LCA studií*“. Je časově i finančně náročnou částí, zejména v oblasti získávání potřebných dat a vyžaduje precizní zvládnutí znalosti podstaty modelovaného systému a všech procesů v něm probíhajících.

Norma stanovuje postup procedury inventarizační analýzy následujícím způsobem (ČNI, 2006b): sběr údajů – validace údajů – vztahení k funkční jednotce – zpřesnění hranic systému. Validace musí probíhat již při shromažďování údajů, jejím cílem je určit splnění požadované kvality dat definované v první fázi LCA. Všechny vstupy a výstupy musí být vztaheny k funkční jednotce. Norma požaduje provést citlivostní analýzu významných vstupů a výstupů a na základě zkoumaných výsledků lze zpřesnit stanovené hranice systému. Cílem analýzy je omezit množství počítaných údajů, pouze na ty, které mají skutečný význam.

Zpracovaný výstup této fáze má podobu inventarizačních tabulek. V nich jsou vyčísleny všechny vstupy a výstupy vztažené k funkční jednotce. Tabulky slouží pro jednoduchý přehled a následnou práci. Specializované softwary pro zpracování LCA umožní tvořit inventarizační tabulky dle příslušných logických celků, což podstatně zpřehledňuje následné vyhodnocení (Kočí, 2009).

### 2.2.3. Posuzování dopadů

Třetí fáze provádění studie LCA se nazývá posuzování dopadů (angl. Life Cycle Impact Assessment – LCIA). Dochází při ní k zhodnocení potenciálních dopadů jednotlivých složek inventarizační analýzy. Důvodem pro transformaci inventarizačních tabulek do několika dopadových kategorií je srozumitelnost, čitelnost a snadnější prezentace výsledků environmentální závažnosti produktů (Baumann a Tilmann, 2012).

#### Kroky posuzování dopadů

Prvním krokem je *zvolení kategorie dopadu, jejich indikátorů a charakterizačního modelu* (Weinzettel, 2008). Kategorie dopadu je dle normy: „*třída reprezentující aktuální environmentální problémy, ke kterým mohou být výsledky inventarizační analýzy životního cyklu přiřazeny*“ (ČNI, 2006b). Jsou to tedy konkrétní problémy v životním prostředí, jako je např. globální změna klimatu, acidifikace či eutrofizace. Pomocí nich lze ukázat, nakolik vybraný produkt poškozují životní prostředí (Judl, 2010). Indikátorem kategorie dopadu je dle normy: „*kvantifikovatelné vyjádření kategorie dopadu*“ (ČNI, 2006b). Charakterizační model je: „*definovaným postupem, jak vyjadřovat vliv elementárních toků na určitou kategorii dopadu, na jejímž rozvoji se dané elementární toky podílejí*“ (Kočí, 2012).

Druhým krokem je *klasifikace*, která přiřazuje výsledky inventarizace k jednotlivým dopadovým kategoriím (ČNI, 2006b). Jelikož z inventarizačních tabulek nelze rovnou vyvodit závěr o environmentálních dopadech produktu (Judl, 2010). Některé látky (emise) jsou přiřazovány k více dopadovým kategoriím (Weinzettel, 2008). Příkladem mohou být emise NO<sub>x</sub>, které způsobují acidifikaci a podílejí se na vzniku troposférického ozónu (Kočí, 2009).

Třetí krok posuzování dopadů se nazývá *charakterizace*. Při ní se přepočítají již přiřazené výsledky inventarizační analýzy k jednotlivým dopadovým kategoriím

na ekvivalentní jednotky indikátoru těchto kategorií (Weinzettel, 2008, Kočí, 2009). Výpočet probíhá za pomoci charakterizačních faktorů, které popisují, jak moc se daný výsledek inventarizace, např. emise metanu, podílí na dopadové kategorii změna klimatu v relaci k indikátoru kategorie, jímž je oxid uhličitý (Goedkoop et al., 2013). Po provedení klasifikace získáme z rozsáhlého inventarizačního seznamu desítek až tisíců toků přehledný seznam hodnot, které vyjadřují potenciální dopad ve zvolených dopadových kategoriích (Kočí, 2009).

Výše uvedené tři kroky stanovuje norma jako povinné části. Pokud nejsou provedeny, je studie brána pouze jako inventarizační analýza, nikoliv jako posuzování životního cyklu (Goedkoop et. al., 2013). Další kroky jsou dobrovolné a jejich účelem je zjednodušit interpretaci výsledků. Jedná se o normalizaci, seskupování, vážení a analýzu kvality údajů. Výběr provedených kroků závisí na cíli a rozsahu studie (Weinzettel, 2008).

**Normalizace** se provádí s cílem popsat relativní význam každého výsledku indikátoru dopadové kategorie (ČNI, 2006b). Někteří vidí další účel v možném porovnání dopadových kategorií navzájem, jelikož po znormalizování mají výsledky pouze číselnou hodnotu bez jednotky (Heijungs et al., 2007). Normalizace bývá určena vydělením indikátoru dopadové kategorie „určitou“ hodnotou. Přístupy ke stanovení této „určité“ hodnoty mohou být různé, ale nejčastěji se „určitá“, nebo „normální“ hodnota stanovuje jako celkový dopad na danou kategorii během jednoho roku v konkrétní oblasti. Výsledek lze případně přepočítat na jednoho obyvatele – tj. vydělit počtem obyvatel dané oblasti (Goedkoop et al., 2013).

**Seskupování** slouží ke snadnější interpretaci výsledků v případech, kdy se chceme vyhnout vážení (Goedkoop et al., 2013). Spočívá v řazení a seskupování dopadových kategorií či jejich indikátorů na základě společných rysů do skupin (ČNI, 2006b). Řazení probíhá podle stanoveného pořadí důležitosti (Goedkoop et al., 2013). Ačkoliv o seskupování hovoří norma v rámci LCIA, je možné ho provádět i v rámci prezentace výsledků inventarizační analýzy, kdy jsou např. prezentovány emise v relaci k vodě, zemi a vzduchu (Baumann a Tillman, 2012).

*Vážení* patří mezi nejkontroverznější a nejobtížnější kroky při posuzování životního cyklu, zejména u midpointových metod (Goedkoop et al., 2013). Podle Kočího (2009) vážení vyjadřuje významnost dopadových kategorií v socio-ekonomickém kontextu. Relativní vážení rozdílných dopadových kategorií je vyjádřeno jejich váhovými faktory (Baumann a Tillman, 2012). Jelikož v tomto kroku vybíráme vlastní hodnoty, vnášíme do studie jistou dávku nejistoty. Vhodným řešením může být využití více váhových faktorů s ověřením výsledků citlivostní analýzou (ČNI, 2006b; Kočí, 2009).

*Analýza kvality údajů* lze pomocí normy rozdělit na tři části, které mohou být prováděny, a to analýzu závažnosti, analýzu neurčitosti a analýzu citlivosti.

Citlivostní analýza ukazuje, jak výběr hodnot, procesů a alokačních pravidel ovlivňuje výsledek. Vypočítává výsledky pro různé hodnoty vstupního údaje, s cílem určit, zda tento údaj vyžaduje co nejpřesnější hodnotu, či stačí pouze přibližná (Weinzettel, 2008).

Analýza neurčitosti stanovuje, jak vzrůstají nejistoty v údajích během výpočtu a ovlivňují výsledky (ČNI, 2006b). Provedena bývá pomocí statistické metody Monte Carlo.

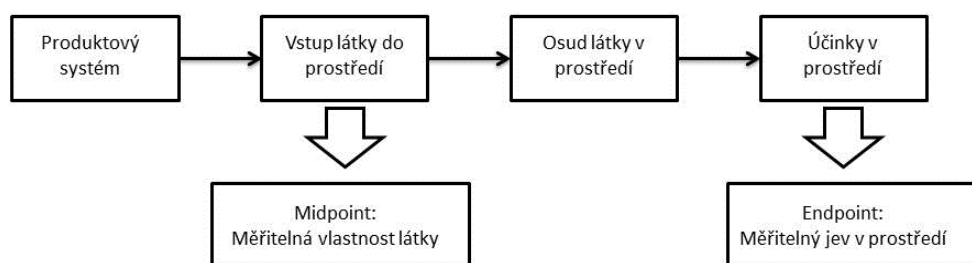
Je velmi důležité rozlišit, zda studie slouží k interním či externím aplikacím. Pokud je zamýšleným cílem studie porovnávat produkty a tyto výsledky prezentovat veřejnosti, nesmí být použito vážení (Goedkoop et al., 2013).

### **Používané metody, typy indikátorů**

Většina expertů zpracovávajících LCA studie sama nevyvíjí metodologii pro hodnocení dopadů, ale vybírá si z již existujících metod. Výběr musí být proveden v souladu s cílem a rozsahem studie (Goedkoop et al., 2013). Vytvořené metody vyhodnocují, jak daná látka působí na životní prostředí, přiřazují ji do kategorie dopadů a popisují její chování, které se nazývá environmentálním mechanismem (Weinzettel, 2008).

Rozlišujeme dva druhy dopadových kategorií – midpointové a endpointové kategorie. Podle toho se rozdělují i druhy jejich indikátorů v souvislosti s tím, v jakém místě environmentálního mechanismu se nacházejí, zda uprostřed či na konci.

Hlavní konceptuální rozdíl spočívá v tom, že v případě použití midpointových indikátorů neuvažujeme nad dalším vývojem elementárního toku v prostředí (např. interakce s jinými substancemi), ale hodnotíme pouze potenciální škodlivost toku a to na základě fyzikálně – chemických měřitelných vlastnostech látky, které potenciálně škodí v konkrétní dané kategorii (Kočí, 2009). Jejich vědecká hodnota je poměrně vysoká a nejistoty poměrně nízké. Endpointové indikátory vyčíslují škodu při konečném působení. Výhodu mají v tom, že je lze snadno interpretovat veřejnosti a nevědeckým subjektům (Judl, 2010). Nicméně charakterizační modely pro endpointové dopadové kategorie mají vysokou míru nejistoty. Pro lepší pochopení slouží obrázek 2.



**Obrázek 2:** Pozice midpointů a endpointů (Kočí, 2009)

Konkrétním příkladem midpointové dopadové kategorie je změna klimatu s indikátorem ekvivalentu oxidu uhličitého. Endpointová kategorie je poškození lidského zdraví s indikátorem DALY (Disability-Adjusted Life Years), jehož princip je blíže vysvětlen v metodice světové zdravotnické organizace (WHO, 2016).

Midpointových kategorií existuje větší množství, v jednotlivých metodách v rozmezí 10 – 20, kdežto endpointové kategorie jsou pouze tři. Zjednodušeně se dá říci, že endpointové kategorie pod sebe seskupují midpointové kategorie (Judl, 2010).

### Dopadové kategorie

Antropogenní činnost způsobuje široké spektrum environmentálních problémů, které jsou shrnuty pod jednotlivé kategorie dopadu. Cílem práce je podat výsledky na úrovni midpointů, tudíž se následující popis bude týkat midpointových dopadových kategorií. Různí autoři používají rozdílné dělení jednotlivých kategorií, např. de Haes (1996) je rozdělil na dvě skupiny, a to kategorie vztahující se ke vstupům, jako je úbytek surovin a land use a kategorie vztahujícím se k výstupům,

což je např. acidifikace, či eutrofizace. Jiné dělení může být provedeno na základě geografického dopadu. Kočí (2009) rozděluje kategorie na globální, regionální a lokální.

Následující část se bude zabývat stručným popisem základních dopadových kategorií.

### ***Úbytek surovin***

Úbytek surovin patří mezi nejdiskutovanější dopadové kategorie, pro které bylo vyvinuto velké množství LCIA metod, ovšem ani u jedné z nich nedošlo ke shodě mínění vědecké komunity (Tillman a Bauman, 2012). Suroviny všeobecně můžeme rozdělit na biotické a abiotické na jedné straně, a obnovitelné a neobnovitelné na straně druhé (Kočí, 2009). Jako zvláštní typ bývají zařazeny toky, tj. zdroje, které jsou obnovovány neustále, jako jsou vodní toky, větrná a solární energie. Nejvíce metod je vyvinuto pro abiotické zdroje, několik málo pro biotické zdroje a doposud nebyla vyvinuta žádná metoda pro toky (Baumann a Tillman, 2012).

Pro abiotické zdroje v podstatě existují tři přístupy k určení charakterizačních faktorů (Baumann a Tillman, 2012). První je založen na velikosti zásoby suroviny a rychlosti její těžby. Indikátorem je v tomto případě hmotnost suroviny či hmotnost ekvivalentu referenční látky (Kočí, 2009). Druhý se dívá na zásoby z termodynamického hlediska (Ayes, 1998), ovšem nebývá často používán. Třetí způsob hodnocení je založen na hledisku možnosti těžby v budoucnosti (Goedkoop a Spriensma, 1999; Steen, 1999), kdy bude zapotřebí většího množství energie při získání hůře dostupnější suroviny (Kočí, 2009). Indikátor bývá vyjádřen v MJ.

Charakterizační model pro biotické zdroje může být založen na velikosti zásob, rychlosti jejich odčerpání a rychlosti jejich obnovy, ovšem díky nedostatku dat neexistuje žádná použitelná sada ekvivalentů (Baumann a Tillman, 2012). Jako charakterizační metody může být využito i riziko vyhynutí druhů (Steen, 1999). Stav biotických druhů bývá často v přímém vztahu s land use, přičemž změna v land use způsobí změnu v biodiverzitě, dopady ovšem bývají zahrnuty do charakterizačních metod dopadové kategorie land use (Baumann a Tillman, 2012).



### ***Změny klimatu***

Globální oteplování a s ním související změny klimatu jsou v dnešní době velmi ožehavým tématem. Díky tomu patří tato kategorie k jedné z nepřesnějších (Weinzettel, 2008). Skleníkové plyny, které způsobují skleníkový efekt a oteplování mají jednu důležitou společnou vlastnost, sloužící jako charakterizační faktor (Baumann a Tillman, 2012). Je to jejich schopnost pohlcovat infračervené záření a tím oteplovat atmosféru. Charakterizačním faktorem je potenciál globálního oteplování GWP (Global Warming Potential), který ukazuje, s jakou účinností (radiční účinnost) skleníkový plyn pohlcuje infračervené záření v relativním vztahu k referenčnímu skleníkovému plynu oxidu uhličitému pro zvolený časový horizont. Hodnoty GWP pro různé skleníkové plyny jsou spočítány a k dány dispozici díky IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) – mezivládnímu panelu pro změny klimatu (Solomon, 2007). V důsledku různé doby přetrvání jednotlivých plynů v atmosféře byly GWP vypočteny pro více časových horizontů, přičemž nejčastěji se v LCA využívá horizontu 100 let (Judl, 2010).

### ***Land use***

Využití krajiny patří mezi další diskutovaná témata (Kočí, 2009). Zahrnuje v sobě jak obsazení (aktuální využití krajiny), tak přeměnu krajiny, která způsobuje dopady na změnu biodiverzity a životodárných funkcí krajiny. Většina používaných metod je pokrývá jen částečně (Baumann a Tillman, 2012).

Obsazení bývá založeno na faktu, že půda je omezeným zdrojem a při jedné činnosti ji nelze využít k jiné činnosti. Vyjadřuje se v metrech čtverečních za časovou jednotku rok (Kočí, 2009).

Zhodnocení přeměny krajiny je založeno na hodnocení změny kvality krajiny, ovšem charakterizovat změnu kvality je poměrně subjektivní (Kočí, 2009). Krajina může mít lepší či horší kvalitu, ale vždy bude horší než ve svém přírodním stavu (Baumann a Tillman, 2012). Efekty, jaké má změna ve využívání krajiny na biodiverzitu, postrádají znalosti a data týkající se environmentálních mechanismů. Většina metod se při posuzování změn soustředí na redukování počtu druhů (Baumann a Tillman, 2012), pro praktické účely je indikátor vyjadřován v počtu druhů na metr čtvereční (Kočí, 2009). Co se týče vyhodnocení dopadů na životodárné funkce, kterých krajina poskytuje velké množství, v dostupných

metodách bývá hodnocena pouze produkce biomasy (Baumann a Tillman, 2012). Indikátorem je pak volná primární produkce, tj. produkce, kdy je od celkové primární produkce odečtena produkce, kterou využívá člověk jako zdroj biomasy např. v zemědělství a lesnictví (Kočí, 2009).

### ***Úbytek stratosférického ozónu***

Ozón je velmi důležitou látkou, která ve vrchní vrstvě atmosféry zachytává nebezpečné ultrafialové záření (Harrison, 2001). Ozónová vrstva je zachovávána komplexem chemických reakcí, kdy ozón vzniká působením krátkovlnného záření na molekuly kyslíku a rozkládá se působením ultrafialového záření a za pomoci určitých katalyckých látek (Baumann a Tillman, 2012). Těmi jsou metan, oxid dusný, vodní pára a hlavně sloučeniny chlóru a fluoru – tzv. halogenové uhlovodíky (Kočí, 2009). Charakterizačním faktorem dopadové kategorie je potenciál úbytku ozónu ODP (Ozone Depletion Potential), který ukazuje, s jakou účinností je látka schopná rozkládat ozón při porovnání s referenční látkou freonem 11 (CFC – 11, trichlorfluormetan). Hodnoty ODP jsou k dispozici vždy v periodicky aktualizované formě díky světové meteorologické organizaci (WMO, 2014). Hodnoty ODP byly vypočteny opět pro různé časové horizonty, v LCA se doporučuje použít celkový potenciál pro dlouhodobý ustálený stav označující se takto:  $\infty$  (Kočí, 2009). Ovšem někdy může být vhodné využít vypočtené ODP i pro kratší časové horizonty (Baumann a Tillman, 2012).

### ***Toxicita***

Toxicita patří mezi další komplikované dopadové kategorie s množstvím charakterizačních metod. Zejména problematické je množství toxických látek a množství jejich dopadů (Wenzel et al., 1998). Stejným problémem je i značně rozdílný mechanismus působení toxických látek (Kočí, 2009). Obecně používané metody se dělí na lidskou toxicitu a ekotoxicitu, která může být rozdělena na suchozemskou a vodní, jež zahrnuje jak mořskou, tak sladkovodní ekotoxicitu (Baumann a Tillman, 2012). Jiné možné dělení je na akutní a chronickou toxicitu (Wenzel et al., 1998).

Při hodnocení lidské toxicity existují dvě skupiny modelů, přičemž midpointové modely používají charakterizační faktory jednotlivých látek, které popisují jejich toxicitu ve srovnání s danou referenční látkou a endpointové modely

přímo vyjadřují, jaký efekt má toxicita na lidské zdraví, např. o kolik let dojde ke zkrácení lidského života (Kočí, 2009).

Hodnocení ekotoxicity se nezabývá působením látek na jednotlivé druhy, jako tomu je v případě lidské toxicity, ale působením na stabilitu a funkčnost ekosystémů. Opět zde existují dva přístupy hodnocení, v midpointové úrovni byly vytvořeny potenciály ekotoxicity, které určují míru toxicity v porovnání s referenční látkou, v endpointové úrovni je indikátorem podíl ovlivněných druhů, který určuje podíl druhů z celku, které se po působení látky ocitnou v toxickém stresu (Kočí, 2009).

### ***Vznik fotooxidantů***

Fotooxidanty jsou polutanty, které vznikají v nižší vrstvě atmosféry chemickými reakcemi z oxidů dusíku a těkavých organických látek za přítomnosti slunečního záření. Nejdůležitějším fotooxidantem je přízemní ozón a dále peroxyacetylnitrát, peroxid vodíku a různé aldehydy (Harrison, 2001). Typickým projevem je vznik tzv. losangeleského smogu, který způsobuje dýchací obtíže a poškozují vegetaci (Baumann a Tillman, 2012). Kočí (2009) uvádí dalšími důsledky vzniku fotooxidantů zdravotní problémy jako jsou zhoubné účinky na buněčnou strukturu vedoucí ke vzniku nádorů, arteriosklerózy, stárnutí tkání a pravděpodobně i kornatění tepen, k vzniku a průběhu cukrovky, Alzheimerovy a Parkinsonovy choroby. Stejně tak ozón narušuje tkáň rostlin a poškozují jejich fotosyntetický aparát, což vede ke snížení výnosových charakteristik. U živočichů taktéž narušuje dýchací soustavu. Vliv má i na poškozování antropogenních děl – ať se jedná o průmyslové materiály např. gumy, tak kulturní díla jako jsou sochy a malby. Charakterizačním modelem je potenciál vzniku troposférického ozónu, který definuje schopnost určité látky podílet se na vzniku fotooxidantů, vzhledem k referenční látce, kterou představuje ethen. Jelikož je důležitým faktorem koncentrace oxidů dusíku v ovzduší, existují dvě sady charakterizačních faktorů. První je pro nízkou koncentraci, kde přebývají těkavé organické látky a koncentrace oxidu dusíku je limitujícím faktorem, druhý je pro opačnou situaci, kdy limitujícím faktorem jsou těkavé organické látky (Kočí, 2009). Většinou se relevantně používá druhá sada, nicméně první může být využita např. pro studie ve Skandinávii a dalších regionech, kde se nachází nízká koncentrace oxidů dusíku v ovzduší (Baumann a Tillman, 2012).

### ***Acidifikace***

Acidifikace představuje okyselení jak půdy, tak vody v důsledku nárůstu protonů vodíku. Je způsobována zejména oxidem siřičitým, oxidy dusíku, sirovodíkem a amoniakem (Baumann a Tillman, 2012). Kočí (2009) k tomuto seznamu dodává anorganické kyseliny a amonné ionty. Důsledky se projevují mortalitou ryb v jezerech, vyplavováním toxických kovů z půd a minerálů, poškozením lesů i poškozením budov (Harrison, 2001). Dalším negativním účinkem je poškození lidského zdraví – typickým projevem acidifikace je smog londýnského typu poškozující dýchací a oběhovou soustavu lidí (Kočí, 2009). Jako charakterizační model slouží acidifikační potenciál, který je založen na počtu produkovaných vodíkových protonů z okyselující látky v relaci k referenční látce, kterou představuje oxid siřičitý. Acidifikační potenciál určuje maximální acidifikační hodnotu látky. Ovšem v případě acidifikace aktuální hodnota závisí na prostředí, kde látka působí. V horninovém prostředí zásaditého charakteru např. středozevní oblasti, dochází k neutralizaci a poškození je minimální (Huijbregts et al., 2000). Naopak skandinávské podloží tvořené zejména žulami je velmi citlivé (Norris, 2002). Další komplikaci představují vzdušné transporty okyselujících emisí a s nimi spojené určení lokality jejich působení (Weinzettel, 2008).

### ***Eutrofizace***

Eutrofizace je všeobecně spjatá s environmentálními dopady zvýšené úrovně živin v prostředí (Baumann a Tillman, 2012). V rámci LCA tato dopadová kategorie nepokrývá pouze nutrienty, ale také znečištění z rozložitelného biologického materiálu a někdy také odpadní teplo, které ovlivňuje biologickou produktivitu (Guinée, 2002). K eutrofizaci dochází jak v suchozemských, tak ve vodních ekosystémech a za hlavní eutrofizující živiny bývá považován dusík a fosfor, přičemž dusík je limitující faktor pro biologickou produkci v suchozemském a mořském ekosystému, fosfor ve sladkovodním ekosystému (Baumann a Tillman, 2012). Emise dusíku do prostředí pochází ze zemědělských hnojiv, odpadních vod a část atmosférických emisí oxidů dusíku přechází do vodního prostředí. Fosfor ze zemědělských hnojiv je z velké části nerozpustně vázán a málo erodován z půdy do vodního prostředí, většina ho pochází z odpadních vod (Harrison, 2001). Důsledkem eutrofizace jsou zásadní změny v druhovém složení ekosystémů

a nadměrná produkce biomasy (Kočí, 2009). Charakterizační model dopadové kategorie tvoří eutrofizační potenciál, který vyjadřuje, jaké množství živiny (dusík či fosfor) může daná látka uvolnit (Kočí, 2009). Jiné alternativní modely pro rozklad zvýšeného množství organického materiálu používají charakterizační faktor vztahující se ke spotřebě kyslíku. Přímé započítání odpadního tepla není obsaženo v žádné metodě, ale doporučuje se jako alternativa přidat do studie množství tepla uvolněného do vodního prostředí v MJ (Baumann a Tillman, 2012). Stejně jako u dopadové kategorie acidifikace výraznou roli hrají regionální podmínky prostředí, kde dochází k dopadům (Seppälä et al., 2006).

### **Metody LCIA**

Mezi nejznámější a nejpoužívanější midpointovou metodu patří CML (Guinée, 2002) z endpointových to je Ecoindicator 99 (Goedkoop a Spriensma, 1999). V roce 2000 se uskutečnil workshop v Brightonu, projednávající téma slabých a silných stránek midpointových a endpointových metod. Účastníci se shodli na potřebě pokrýt v jednom rámci midpointové i endpointové indikátory, toto usnesení se stalo základem metody ReCiPe, která se ukázala ve svém důsledku více než pouhou harmonizací výše zmíněných metod (Goedkoop et al., 2013). V praktické části práce bylo použito metody CML, proto je blíže představena v samostatné kapitole 2.3.

#### **2.2.4. Interpretace životního cyklu**

Interpretace životního cyklu zahrnuje tři prvky. První je identifikace významných zjištění na základě LCI a LCIA. Druhá je vyhodnocení, které bere v potaz kontrolu kompletnosti, citlivosti a konzistence a poslední jsou závěry, omezení a doporučení (ČNI, 2006b).

### **2.3. Metoda CML**

Metoda CML (Guinée, 2002) patří mezi metody vyhodnocující dopady na midpointové úrovni. Byla navržena v roce 1996 Centrem životního prostředí univerzity v Leidenu (Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden), dle kterého se jmenuje. V současné době se používá pouze aktualizovaná metoda z roku 2001, též nazývaná CML-IA, která nabízí jak kompletní, tak základní (baseline) verzi. V použití základní verze je životní cyklus hodnocen na základě deseti dopadových kategorií:

- Úbytek abiotických surovin
- Globální oteplování
- Úbytek stratosférického ozónu
- Humánní toxicita
- Sladkovodní ekotoxicita
- Mořská ekotoxicita
- Suchozemská ekotoxicita
- Vznik fotooxidantů
- Acidifikace
- Eutrofizace

Pro znormalizování výsledků metoda nabízí referenční hodnoty (Huijbregts et al., 2003) pro globální úroveň – World 1990, World – 1995, pro lokální úroveň – West Europe 1995 a Neederland 1997. Soubor charakterizačních faktorů je pravidelně aktualizován (CML, 2016).

### 3. Využití LCA v zemědělství

#### 3.1. Obecné využití

Každá antropogenní činnost způsobuje dopady na životní prostředí. Jejich míra souvisí se základními demografickými faktory, především s populační hustotou, technologickou vyspělostí, úrovní vzdělání a hodnotovými postoji společnosti. Mezi hlavní antropogenní činnosti způsobující negativní dopady patří vedle energetiky, dopravy a průmyslu také zemědělství, o jehož podstatných vlivech není pochyb (Foley et al., 2011).

Asi nejdiskutovanějším ekologickým problémem současnosti jsou klimatické změny, na nichž se zemědělství v České republice v roce 2013 podílelo jako třetí hlavní znečišťující odvětví s 6,03 % (Krtková et al., 2015). Zemědělství kromě kvality ovzduší ovlivňuje kvalitu vod, půdy a množství biodiverzity, podílí se na vyčerpávání zdrojů, používané pesticidy způsobují toxicitu u organismů, včetně toho lidského. V důsledku zemědělské produkce dochází ke změnám v land use, zejména výrazný je zábor půdy. Je tedy jisté, že zemědělství a s ním související produkce potravin a jejich konzumace patří mezi důležité hnací síly environmentální zátěže (Notarnicola et al., 2015). V následujících čtyřiceti letech se díky rostoucí světové populaci a změn stravovacích návyků očekává nárůst ve spotřebě jídla, energie a vody o 60 % (Alexandratos a Bruinsma, 2012). V ten samý okamžik poroste v rámci boje proti změně klimatu poptávka po biopalivech, která budou konkurovat na zemědělské ploše určené pro produkci potravin. Všechny tyto změny způsobí destabilizaci udržitelného využívání přírodních zdrojů a mohou způsobit související sociální a geopolitické napětí.

Z hlediska výše prognózovaného kontextu je udržitelný rozvoj, udržitelná produkce a konzum v agropotravinářském sektoru klíčovým tématem stimulujícím tvorbu mnoha mezinárodních aktivit a strategií k redukci environmentálních dopadů a hledání „udržitelných“ cest produkce (Notarnicola et al., 2015).

Díky velkému množství dopadů a jejich rozmanitosti není snadné vyhodnotit komplexní vlivy zemědělského systému v rámci jedné metody. Existuje celá škála metod vyhodnocení jednoho či více indikátorů, určujících velikost dopadu. LCA usiluje o celistvé vyhodnocení environmentálního profilu produktového systému a patří mezi nejvíce holisticky použitelnou metodu.

V současné době vzrůstá počet studií vyhodnocujících vliv zemědělských produktů pomocí metody LCA. Často se využívá komparativních studií sloužících ke srovnání environmentální udržitelnosti produktů pocházejících z různých systémů zemědělské produkce (Meier et al., 2015; Koga et al., 2006). Při snaze minimalizovat negativní dopady zaváděním udržitelných zemědělských systémů potřebují vědci i rozhodující orgány dostatečné informace o pozitivích a negativích různých produkčních systémů s ohledem k jejich produktivitě. Metoda LCA poskytuje vhodný hodnotící nástroj, který splňuje požadavek komplexního vyhodnocení environmentálních dopadů různých systémů produkce (Meier et al., 2015). Mezi obecně porovnávané produkční systémy patří konvenční, integrované a ekologické zemědělství. Tyto systémy se liší dle intenzity vstupů jako jsou hnojiva, pesticidy či počet agrotechnických operací, a z nich plynoucích dopadů na prostředí (Moudrý, 2014). Nejintenzivnější stupeň představuje konvenční zemědělství, jehož prvořadým cílem je objem produkce.

Mezistupeň konvenčního a ekologického zemědělství tvoří integrovaný systém, který do určité míry využívá ekologicky šetrných způsobů produkce, je ovšem na samotných zemědělcích, zda se rozhodnout produkovat v jeho rámci. Integrovaný systém produkce je začleněn mezi agroenvironmentálně-klimatická opatření spadající pod Program rozvoje venkova 2014 – 2020.

Ekologické zemědělství je legislativně vymezeno nařízením rady ES 834/2007, v České republice je ukotveno v zákoně 242/2000, které tento systém charakterizuje jako zvláštní druh hospodaření, jež dbá na jednotlivé složky životního prostředí stanovením omezení či zákazů používání takových látek a takových postupů, které ho zatěžují či zvyšují rizika kontaminace potravního řetězce. V případě chovu hospodářských zvířat respektuje jejich etologické a fyziologické potřeby. V podstatě se jedná o environmentálně nejvíce šetrnou variantu vzhledem k ostatním systémům hospodaření (Moudrý, 2014).

Na ekologické zemědělství často bývá pohlíženo jako na řešení redukce dopadů zemědělské činnosti na prostředí (Seufert et al., 2012). Největším problémem zde ovšem bývají nižší výnosy, které jsou dle de Ponti et al. (2012) nižší v průměru o 5 % - 34 %. Totéž tvrdí i Wallén et al. (2004), jež udává výnos nižší v průměru o 20 %. Na stejný výnos, jakého lze dosáhnout v konvenčním systému je potřeba větší plochy, přičemž může dojít k eliminaci environmentálních benefitů při zhodnocení jednotky produkce (Tuomisto et al., 2012).



### 3.2. Problematika zemědělské LCA

Metoda LCA byla původně vyvinuta pro industriální systémy (Andersson, 2000) s poměrně snadno definovatelným rámcem. Na jedné straně jsou přesně definované vstupy a na druhé výstupy. Aplikace metody na zemědělství je komplikovanější. Zemědělství je od průmyslového systému v mnoha ohledech specifické. Zásadní rozdíl spočívá v tom, že LCA potravin zahrnuje nejenom průmyslové zpracování, ale i zemědělskou část, v níž se odehrávají biologické procesy, které navazují na technické procesy. Díky tomu se produktový systém stává více komplexním a tím pádem vzrůstá počet specifických metodologických otázek (Notarnicola et al., 2012).

To je také jedním z důvodů rostoucího zájmu akademické komunity o studii LCA potravního řetězce z hlediska metodických problémů, jako jsou definice funkční jednotky, obtíže při sběru dat, pesticidy a jejich využívání či modely disperze látek z hnojiv. Dopadové kategorie land use a využití vodních zdrojů, stejně jako biodiverzita jsou odlišné od typicky hodnocených studií průmyslových produktů (Notarnicola et al., 2015). Následující text shrnuje metodologicky komplikovaná místa aplikace LCA do oblasti zemědělství, zvláště pak pokud se jedná o komparativní studie různých produkčních systémů.

#### 3.2.1. Kritické body fáze definice cílů a rozsahu

##### Funkční jednotka

Volba funkční jednotky patří mezi klíčové momenty provádění studie LCA (Kočí, 2012). Při modelování studií LCA pro stejný produktový systém s volbou odlišné funkční jednotky (vždy založené na stejné funkci produktu) bylo často dosaženo kompletně rozdílných, v některých případech i protichůdných výsledků studie.

Při zpracování studií LCA zemědělských produktů určených pro potravinářské účely bývá obvykle funkční jednotka založena na množství studovaného produktu či velikosti území. Méně často se používá nutriční hodnoty produktu (de Boer, 2003), která může být v případě potravin potenciálně důležitá. Uvedené funkční jednotky ovšem ne vždy reprezentují kvalitu produktu, která může hrát zásadní roli v definici jeho hlavní funkce, jako tomu je např. u jakostních druhů vín (Notarnicola et al., 2015). Následující studie potravin ukazují, jak se výrazně mohou změnit výsledky hodnocení environmentálních dopadů potravin při zvolení

k tomu vhodné funkční jednotky. Studie Kägiho et al. (2012) srovnávala několik jídel (velikosti jedné porce) pomocí rozdílných funkčních jednotek – dle nutriční hustoty (NDS – Nutrition Density Score) a dle indexu nutriční bohatosti (NRF9.3 – Nutrient Rich Food Index). Při porovnání dle NRF9.3 ukázalo největší environmentální dopady maso, při srovnání pomocí NDS vykázalo maso také vysoké dopady, ale nikoliv dominantní, a to především díky své vysoké nutriční kvalitě. Lze tedy shrnout, že při LCA studii zemědělské komodity by v ideálním případě pro zkoumaný systém mělo být zvoleno více funkčních jednotek, což by přispělo ke kompletnímu zhodnocení z několika perspektiv (Seda et al., 2010). Tento krok by navíc jednoznačně zlepšil porovnatelnost výsledků s dalšími studii stejného produktu (Notarnicola et al., 2015). Při jiné komparativní studii celých jídel Smedman

et al. (2010) prohlásil, že hodnocení by nemělo být založeno na denním energetickém příjmu, příjmu bílkovin, či přijatém množství tuku, ale mělo by být měřeno například NDS indexem. Heller et al. (2013) provedl review 32 komparativních studií jídel, kde popsal větší množství funkčních jednotek a závěrem shrnul, že je nezbytné používat více sofistikovanou a komplexní na nutričním hledisku založenou funkční jednotku.

### **Systémové hranice**

Stanovení systémových hranic určuje, jaké procesy se započítají a nezapočítají do studie. Surové zemědělské produkty bývají nejčastěji hodnoceny přístupem „Cradle to Gate“ (Hayashi et al., 2007), či „Cradle to Knife“ v případě hotových produktů, který rozšiřuje hodnocený systém oproti prvnímu přístupu o transport k uživateli a o spotřebitelskou fázi. Oba přístupy vynechávají fázi konce životního cyklu, což vede k nekomplexnosti hodnocení environmentálních dopadů (Notarnicola et al., 2015). Andersson (2000) uvádí, že chceme-li kompletně vyhodnotit koloběh živin, měla by studie zahrnout odpadový management zbytků produktů, jejich obalových materiálů, a dokonce i otázku emisí vzniklých z lidských exkrementů.

Dalším problémem zemědělské LCA je to, že ji nelze nazvat čistou Cradle to Grave jako jsou klasické průmyslové procesy (Haas et al., 2000). Některé vstupy, jako je hnůj, půdní fertilita či osivo vznikají samovolně (Harris a Narayanaswamy, 2009). Stejně tak tomu je s rotací plodin, která může ovlivnit výsledky tím,

že plodiny v určité fázi osevního postupu mohou mít zisk z plodiny předchozí (Andersson, 2000). Z tohoto hlediska by bylo vhodné zahrnout pod LCA studii celý osevní postup a aplikovat vhodná alokační pravidla (Andersson et al., 1998).

### **Multifunkcionalita zemědělství**

Zemědělství je široce vnímáno jako multifunkční produkční proces (OECD, 2001), kde mimo jídla, krmiva pro zvířata a zdrojů pro produkci energie, vznikají také nekomoditní výstupy, jako údržba krajiny a ekosystémové služby. Avšak současné LCA studie se zaměřují pouze na ekologickou udržitelnost zemědělských produktů, vyjadřovanou dopady na jednotku produkce, bez jakékoliv alokace mezi komoditními a nekomoditními výstupy. Tento úzký pohled, který se soustředí pouze na efektivitu produkce, často může zvýhodňovat produkty konvenčního zemědělství, ačkoliv při hodnocení jinými metodami se tyto systémy ukazují jako méně ekologické a méně udržitelné (Gibbs et al., 2009; Geiger et al., 2010; Meehan et al., 2011). Vyřešení otázky multifunkcionality spočívá ve zvolení jiné funkční jednotky, která připustí multifunkční výstupy či v alokaci environmentálních dopadů na celý komplex produktů a služeb, jež jsou v rámci zemědělského systému poskytovány (Schader et al., 2012).

### **3.2.2. Kritické body fáze inventarizační analýzy**

#### **Inventarizace dusíkatých živin**

Ztráty živin z cyklu dusíku jsou zodpovědné za mnoho environmentálních dopadů moderního zemědělství (Cederberg a Mattson, 2000), zejména postihují eutrofizační a acidifikační potenciál, mají dopad na ovzduší v souvislosti s produkcí skleníkových plynů, stejně tak postihují biodiverzitu. Problémem současných studií LCA bývá to, že kalkulace dusíkatých emisí jsou často založeny na stejných předpokladech jak pro ekologický, tak pro konvenční faremní systém. To především znevýhodňuje ekologický systém produkce, jelikož jeho vnější vstupy dusíku jsou ve skutečnosti nižší než jsou vnější vstupy dusíku konvenčního systému.

Problematická bývá inventarizace v rámci živočišné výroby. Málokterá studie uvažuje nad souvislostí složení potravy (obsahu N v potravě) s obsahem dusíku v exkrementech zvířat. Van der Werf et al. (2009) ukázal, že vyšší obsah proteinů ve stravě vede k vyššímu obsahu dusíku v hnoji. Jako příklad lze uvést studii Grandla et al. (2013), který porovnával ekologický a konvenční systém produkce býků

ve Švýcarsku, aniž by uvažoval podíl dusíku v přijímané stravě. Pro oba systémy určil předpoklad určité hodnoty obsahu dusíku v hnoji. Díky delšímu výkrmu býků v ekologickém hospodaření a tím větší produkci hnoje, byly zjištěny na kg masa o 43 % vyšší emise způsobené dusíkem v hnoji v případě ekologického zemědělství. Při přepočtení výchozích údajů studie se zakomponováním složení stravy v jednotlivých systémech hospodaření, Meier et al. (2015) zjistili, že emise z ekologického systému jsou vyšší o 18 %, což je o polovinu méně než v předchozí studii (Grandl et al., 2013), která nepřesnou kalkulací přecenila emisní zátěž ekologického zemědělství.

Pokud je tedy různá míra obsahu N v exkrementech pocházející z různých systémů produkce chovu, lze očekávat i různé průměrné hodnoty obsahu dusíku v hnoji pocházejícího z těchto produkčních systémů, což tedy vede k rozdílným emisím dusíku jak ze skladování hnoje, tak i dále z rostlinné zemědělské produkce, kde je hnůj použit. Tento poznatek ovšem také nebyl doposud v LCA studiích uvažován (Meier et al., 2015).

Tak jak se sleduje složení stravy při modelování emisí metanu v rámci enterické fermentace pomocí metody mezivládního panelu pro klimatické změny IPCC Tier 2 (Dong et al., 2006), je nutné zohlednit složení potravy i při modelování dusíkatých emisí z exkrementů a jejich dalšího využívání (Meier et al. 2015).

### **Inventarizace uhlíkového cyklu**

Jak již bylo řečeno v rámci zemědělské LCA se jedná o komplexní propojení ekosféry a technosféry a je třeba takto nahlížet i na uhlíkatý cyklus. Nemělo by se kalkulovat pouze s fosilními toky uhlíku, ale započítat by se měly i toky biogenního uhlíku, ačkoliv teoreticky balance biogenního uhlíku bývá uvažována jako nulová. Nicméně v realitě zemědělských praktik jako je kompostování či minimalizační technologie může mít sekvestrace uhlíku efekt, který se v jednotlivých letech značně liší (Notarnicola et al., 2015).

### **Problém získání zpracovatelských dat**

Podobně jako s nedostatkem dat pro produkci pesticidů se zpracovatelé při tvorbě LCA často setkávají s nedostatkem dat týkající se průmyslové výroby potravin. Zpracovatelské firmy nejsou vždy ochotné poskytovat informace o jejich výrobních procesech. V tomto případě se opět přistupuje k předpokladům a odhadům, které nemusí reflektovat skutečnou realitu (Notarnicola et al., 2015).

### 3.2.3. Kritické body fáze posuzování dopadů

Některé environmentální dopady nemohou být rutinně hodnoceny. Jsou jimi efekt na biodiverzitu a půdní kvalitu, pro které chybí dostatek vhodných hodnotících metod a většina studií je proto neobsahuje. Jejich absencí není naplněna definice, že komparativní studie zemědělských produktů jsou komplexním environmentálním hodnocením.

Dalším problémem bývá hodnocení dopadové kategorie toxicita. V hodnotících metodách stále nejsou dostupné charakterizační faktory pro biologické/přírodní a anorganické přípravky, které je dovoleno používat v rámci ekologického zemědělství. Proto v případě srovnávání konvenčního a ekologického systému může dojít k podcenění dopadů ekologického zemědělství, nezahrnutím těchto přípravků. K rozřešení by v budoucnu mohly přispět současné snahy o vývoj nových modelů PestLCI (Dijkman et al., 2012) na úrovni inventarizační analýzy a dynamiCROP (Fantke et al., 2011) na úrovni hodnocení dopadů, stejně jako vzrůstající dostupnost fyzikálně chemických a toxikologických dat (Meier et al., 2015). Problémem stále zůstává i nedostatek dat ohledně vlivu pesticidů používaných v konvenčním zemědělství. Nedostatek dat vede k používání odhadů či k úplnému vyloučení tohoto problému mimo rámec studie.

## 4. Metodika práce

### 4.1. Cíle práce

Cílem disertační práce bylo vyhodnotit environmentální dopady produkce nejvíce využívaných potravin rostlinného původu z konvenčního a z ekologického zemědělství, a nalézt možnosti redukce nepříznivých dopadů na životní prostředí. Dílčí cíle práce byly definovány takto:

- Porovnat environmentální dopady produkce potravin pocházejících z ekologického a z konvenčního způsobu zemědělského hospodaření.
- Porovnat environmentální dopady lokálních potravin s potravinami dováženými.
- Porovnat environmentální zátěž zpracovaných potravin (polotovarů) s potravinami nezpracovanými.

Další otázky se týkaly toho, jaký podíl z celkového životního cyklu produktu tvoří jednotlivé procesy, jimiž jsou zemědělství (pěstování rostlin), transport a zpracování.

Na základě dílčích cílů práce byly stanoveny tyto tři základní hypotézy:

- Hypotéza 1: Ekologické zemědělství je environmentálně šetrnější než konvenční zemědělství.
- Hypotéza 2: Lokální potraviny jsou environmentálně šetrnější než dovážené potraviny.
- Hypotéza 3: Nezpracované potraviny jsou environmentálně šetrnější než potraviny zpracované.

### 4.2. Výběr potravin

Výběr potravin proběhl na základě statistických údajů spotřeby potravin v České republice pro rok 2014 (ČSÚ, 2015). Z nich byly vybrány nejvíce konzumované potraviny, jejichž základem je zemědělská plodina, pro kterou je možné v podmínkách České republiky zjistit relevantní data o způsobu produkce.

Přehled vybraných potravin a jejich průměrná roční spotřeba na osobu je uveden v tabulce 2.

**Tabulka 2:** Vybrané potraviny pro LCA studie (ČSÚ, 2015)

Kategorie	Potravina	Kg na osobu/rok
<b>Obiloviny</b>	Pšeničná mouka	93,2
	Žitná mouka	9,6
	Chléb	40
	Pšeničné pečivo	52,7
	Těstoviny	7,3
<b>Zelenina</b>	Rajčata	11,3
	Mrkev	6,9
	Zelí	8,4
	Cibule	10,9
<b>Okopaniny</b>	Brambory*	70,1

\* Do studií LCA byly dále zahrnuty hotové produkty z brambor – hranolky, loupané brambory a bramborová kaše, jejichž spotřeba není pokryta údaji statistického úřadu.

### 4.3. LCA potravin

#### 4.3.1. Definice cílů a rozsahu

##### Cíl studie

Celkem bylo vybráno 14 nejvíce konzumovaných produktů rostlinného původu a pro každý z těchto produktů byla provedena komparativní studie atributního typu založená na srovnání odlišných systémů zemědělské produkce (konvenční či ekologická), srovnání polotovarů s nezpracovaným produktem – v případě disertační práce se jednalo o bramborové produkty (surové brambory, loupané brambory, bramborová kaše a hranolky) a srovnání lokálních produktů s produkty dováženými. Cílem komparativních studií bylo mimo srovnání různých variant posoudit jednotlivé fáze jejich životního cyklu a určit nejvíce zátěžová místa tzv. hotspot, jež představují výzvu k optimalizaci za účelem udržitelné produkce a spotřeby potravin.

Díky rozsáhlosti studií mohou výsledky posloužit širokému spektru cílových skupin od zemědělců, zpracovatelů potravin, distributorů, konzumentů až po představitele veřejné a politické sféry.

## **Rozsah studie**

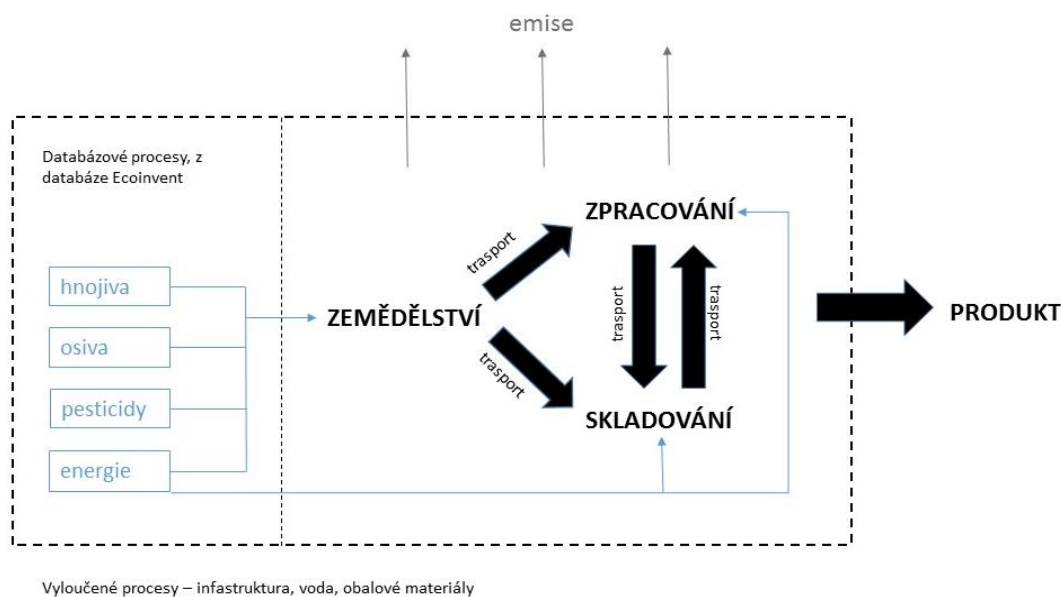
### ***Funkce a funkční jednotka***

Při porovnání zemědělského systému bývají nejčastěji definovanými funkčními jednotkami plocha, obvykle 1 hektar, a množství produkce, obvykle 1 kg. Z hlediska transparentnosti a objektivity byly v práci použity obě dvě. Pro finální potraviny, tj. potraviny ve fázi, kdy jsou určeny spotřebitelům, byl funkční jednotkou stanoven 1 kg produktu, což vyhovuje účelu srovnání konvenční a ekologické varianty produktu. Pro vzájemné srovnání potravin ovšem funkční jednotku 1 kg produktu využít nelze, jelikož každá potravina má jiné nutriční parametry. Nejnovějším doporučením je založit funkční jednotku na nutričním hledisku (Heller et al., 2013). Nabízí se např. energetická hodnota potravin (1 kcal), ovšem i ta má své metodologické nedostatky, spočívající v nezohlednění jiných nutričních parametrů. Řešení tohoto problému spočívá v probíhajícím vývoji souhrnných indexů nutriční kvality. Ukázkou může být NuVal® Nutritional Scoring System představující hodnocení jídla na bodové stupnici od 1 do 100 dle jeho nutriční kvality pro lidský organismus (Katz et al., 2010). Komeracionalizace NuVal® systému a veřejná nedostupnost jeho matematického algoritmu neumožnila jeho využití v disertační práci.

### ***Hranice systému***

Hranice systému vymezují použití či vynechání procesů, vstupů a výstupů v rámci analýzy studií životního cyklu. Pro veškeré zpracované studie byl zvolen rámec pro typ „Cradle to Gate“, tj. od produkce surovin pro zemědělství, přes zemědělský proces, až do procesu výroby potraviny pro přímou spotřebu uživateli. Další fáze životního cyklu – logistika k uživateli, spotřebitelská fáze a odpadový management byly vynechány. Mimo rámec systému byla postavena infrastruktura, voda a obalové materiály, což koresponduje s běžně používanými rámci pro zemědělské studie. Voda jakožto přírodní vstup má v porovnání s ostatními procesy minimální environmentální dopady. Variabilita obalových materiálů je velmi široká a její zpracování by bylo nad možnosti disertační práce. Obecný rámec všech prováděných studií je znázorněn v obrázku 3.





**Obrázek 3:** Rámec pro rostlinnou zemědělskou studii LCA

Pro všechny produkty bylo nutné získat data o vstupech týkajících se:

- množství osiva/sadby,
- množství aplikovaných pesticidů,
- množství aplikovaných minerálních a organických hnojiv,
- údajů o spotřebě energie (nafty, elektřiny) během agrotechnických operací včetně posklizňové úpravy, přičemž údaje z databáze Ecoinvent byly vždy přepočteny na reálné české údaje,
- údajů o spotřebě energie při následném zpracování v potravinářském průmyslu,
- údajů o transportních vzdálenostech, přepravovaném množství a typech dopravních prostředků určených k transportu daného produktu.

Hlavní sekundární zdroj dat představovala databáze Ecoinvent v. 2.2, obsahující údaje z více než 4000 procesů. Při absenci požadovaných databázových studií bylo nutné jejich dotvoření. Jednalo se zejména o agrotechnické operace odpovídající technologiím a podmínkám České republiky a zpracovatelské procesy. Jejich modelace proběhla na základě spotřeby energie v relaci k zvolené funkční jednotce. Nejkomplikovanější chybějící údaj představovala emisní zátěž hnoje

mléčného skotu. Jako základ modelace její LCA posloužila pilotní studie masného skotu (Plech et al., 2011), jež byla aktualizována a alokována pro skot mléčný.

Obdobně jako vstupy, bylo nutné získat pro každý produkt výstupy a to:

- hektarový výnos produktů,
- množství uvolňovaných emisí z aplikace hnojiv. V důsledku aplikace dusíkatých hnojiv se vytvářejí přímé a nepřímé emise  $N_2O$  a po aplikaci vápence a močoviny emise  $CO_2$ . K výpočtu jejich množství slouží matematické modely Mezivládního panelu pro změnu klimatu IPCC (De Klein, 2006) uvedené v příloze 1 a 2. Výpočet byl proveden za použití metodiky Tier 1 s užitím národně specifických parametrů (Krtková et al., 2015).

### *Alokační principy*

Nutnost alokace nastala v případě obilných produktů v zemědělské fázi, kdy je produkt zrna doprovázen vedlejším produktem (koproduktem) slámou. Obdobně při zpracování zrna v mlynářství vznikají mimo mouky také otruby. Za použití ekonomické alokace na zkoumané produkty disertační práce vyžadující alokaci, byla vlastními výpočty stanovena tato pravidla:

- Z produkce konvenční pšenice připadá 98 % emisí na zrno.
- Z produkce ekologické pšenice připadá 97 % emisí na zrno.
- Z produkce jak konvenčního, tak ekologického žita připadá 96 % emisí na zrno.
- Při zpracování konvenční i ekologické mouky připadá 98 % emisí na mouku.

Emise vzniklých koproduktů ani v jednom případě nepřekračují hranici cut off kritéria 5 % pro nutnost zahrnutí procesu do studie. Koprodukt vzniká i při zpracování brambor do jednotlivých výrobků, ale ani zde emisní zátěž pro provedené ekonomické alokaci odpadu zdaleka nepřesáhla hranici 5 %. Z tohoto důvodu byla alokace v práci vypuštěna.

**Kvalita dat**

Použitá data se podle zdroje rozdělují na dvě skupiny:

- Primární data, která byla získána v rámci osobní, telefonické či elektronické komunikace se zemědělci, výrobci potravin a dovozci. Dotazovaný počet jednotlivých producentů lze nalézt v tabulce 3.
- Sekundární data, která byla získána z rozhovorů s experty a z literárních a databázových zdrojů. V zemědělství hlavní literární zdroj představovaly normativy zemědělských a výrobních technologií (Kavka et al., 2006, Abrhám et al., 2007). Jako hlavní databázový zdroj disertační práce posloužila švýcarská databáze Ecoinvent (Ecoinvent, 2015). V průběhu práce byla databáze zásadním způsobem přepracována do verze Ecoinvent 3, nicméně výsledky disertační práce jsou spočteny za pomoci údajů ze starší verze Ecoinvent v 2.2.

**Tabulka 3:** Množství zdrojů primárních dat pro ekologické (EKO) a konvenční (KON) produkty

Plodina	Počet zemědělců		Potravina	Počet výrobců	
	EKO*	KON		EKO	KON
Pšenice	2	4	Chléb	1	5
Žito	2	4	Rohlík	1	5
Brambory	2	3	Mouka	2	4
Cibule	2	2	Loupané brambory		2
Mrkev	2	2	Bramborová kaše		1
Zelí	2	3	Hranolky		1
			Těstoviny		2

\* EKO produkty = produkty certifikované jako produkt ekologického zemědělství

Primární i sekundární data jsou určena z geografického, časového a technologického hlediska. Specifikace použitých dat je uvedena v tabulce 4.

**Tabulka 4:** Kvalita použitých dat

Zdroj dat	Geografické hledisko	Časové hledisko	Technologické hledisko
<b>Primární</b>	Data pro zemědělskou výrobu, potravinářskou výrobu a dovozní vzdálenosti výhradně platná pro Českou republiku.	2011-2016	Průměrné technologie
<b>Sekundární</b>	Pokud možno co nejvíce dat platných pro podmínky České republiky, některé zemědělské technologie platné pro střední Evropu, data z potravinářského průmyslu platná pro Evropu.	2000-2016	Průměrné technologie

Provedené studie nebyly modelovány pro systémy konkrétních výrobců potravin, potažmo konkrétních producentů zemědělských komodit, ale pro teoretický životní cyklus produktu, který odpovídá podmínkám produkce v České republice. Z tohoto důvodu byly produktové systémy sestaveny za pomoci statistických a normativních dat.

Pro posouzení hodnověrnosti těchto obecných zemědělských postupů byly díky údajům spolupracujících producentů vytvořeny konkrétní případové studie pro minimálně dva ekologické a dva konvenční způsoby pěstování každé z plodin. V případě nesrovnalostí v obecném postupu s případovými studii byly osloveni odborníci na danou problematiku, a za pomoci jejich expertních údajů byl obecný postup doopraven. Odborníky pro pěstování konvenčních plodin tvořili profesori a docenti ze Zemědělské fakulty JU, pro posouzení postupů pro ekologické pěstování plodin mimo názorů výše zmíněných univerzitních expertů bylo využito spolupráce s poradci ekologického zemědělství ze spolku EPOS, kteří disponují velkými zkušenostmi z praxe.

Obecné postupy zpracovatelského průmyslu byly sestaveny na základě získaných dat od výrobců, jejichž počet je uveden v tabulce 4. V případě zpracovatelského průmyslu nebylo možné získat dostatek dat ze zpracování ekologických produktů a cykly byly modelovány na základě údajů konvenčních producentů. Pro tento krok byl stanoven předpoklad stejné energetické náročnosti zpracování produktu bez ohledu jeho zemědělského původu. Získané údaje byly opět prokonzultovány s experty, které tvořili odborní pracovníci z katedry Kvality zemědělských produktů ZF JU. Transport byl modelován na základě údajů od zemědělců, zpracovatelů a obchodníků. Vyjádřen je v jednotce tkm, která indikuje transport jedné tuny na vzdálenost jednoho kilometru. Veškerý transport je

modelován za pomoci silniční dopravy. V případě chybějících dat byli osloveni experti, se zkušenostmi v příslušném potravinářském odvětví. Pro srovnání dovážených a regionálních potravin byl stanoven předpoklad stejné zemědělské produkce se stejnými materiálovými a energetickými vstupy ve všech zemích.

### ***Kritické přezkoumání***

Výsledky získané v rámci disertační práce nebudou prezentovány široké veřejnosti a charakter studie jako akademické práce nemusí podléhat plnému procesu kritického přezkoumání. Zjištěná fakta ovšem mohou sloužit jako základ veřejné studie, která by z důvodu provádění komparativních studií požadovala kritické přezkoumání. Nutno podotknout, že částečné přezkoumání bude provedeno v rámci oponentských posudků.

#### **4.3.2. Inventarizační analýza**

V souladu s rámcem studie byl pro každý produkt vytvořen inventarizační seznam, který se skládá z definovaných vstupů a výstupů a který byl následně vložen do softwaru SimaPro. Všechny zemědělské inventarizační seznamy se vztahují k jednomu hektaru a k jednomu produkčnímu cyklu plodin (od předseťové přípravy po odvoz z pole). Příklad seznamu pro konvenční pšenici je uveden v tabulce 5.

**Tabulka 5:** Inventarizační seznam pro zemědělství ekologické pšenice (1 ha)

<b>OUTPUT</b>	Název operace	množství	jednotka
Výnos		3000	kg
<b>INPUT</b>	Název operace	množství	jednotka
Podmítka	Tillage, harrowing, by rotary harrow/CH U*	0,42	ha
Hnojení organickými hnojivy	Solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader/CH U*	20000	kg
Orba	Tillage, ploughing/CH U*	0,56	ha
Válení	Tillage, rolling/CH U*	0,92	ha
Předseťová příprava a setí	Sowing/CH U*	2,31	ha
Vláčení	Tillage, harrowing, by spring tine harrow/CH U*	0,94	ha
Sklizeň	Combine harvesting/CH U*	0,3	ha
Odvoz z pole	Transport tractor diesel consumption**	1,68	l
Posklizňová linka	Electricity, low voltage at grid/CZ U*	0,9	kWh
Hnůj	HNUJ, mlecny skot, CZ**	20000	kg
Osivo	Wheat seed organic, at regional storehouse/CH U*	220	kg
Emise N <sub>2</sub> O přímé	Field emissions N <sub>2</sub> Odirect**	1,51	kg
Emise N <sub>2</sub> O nepřímé	Field emissions N <sub>2</sub> Oindirect**	0,641	kg

\* proces převzatý z datbáze Ecoinvent, \*\* nově vytvořený proces

CH – data pocházejí ze Švýcarska, U – unit proces (jednotkový proces)

Ostatní inventarizační seznamy nutné jako zdroj replikovatelnosti studií se nachází jako příloha disertační práce na přiloženém CD. Z důvodu zachování výrobního tajemství producentů neobsahují seznamy u jednotlivých údajů konkrétní zdroje primárních dat, ocitována jsou pouze data sekundární.

#### 4.3.3. Posuzování dopadů

Vyhodnocení inventarizačních tabulek proběhlo za pomoci specializovaného softwaru nizozemské firmy Pré Consultants SimaPro v. 7.3.2, který v sobě integruje větší množství LCI databází a charakterizačních metod. Pro vyhodnocení výsledků práce byla na základě charakteru agropotravinářských studií a požadovaných výstupů zvolena metoda CML 2 baseline 2001. Výsledky se zobrazují za pomoci 10 midpointových dopadových kategorií, jejichž přehled včetně indikátorů každé z nich je uveden v tabulce 6.

**Tabulka 6:** Dopadové kategorie metodiky CML 2001 baseline

Dopadová kategorie	Indikátor
Úbytek abiotických surovin	kg S <sub>b</sub> e
Globální oteplování	kg CO <sub>2</sub> e
Úbytek stratosférického ozónu	kg CFC-11 <sub>e</sub>
Humánní toxicita	kg DCB <sub>e</sub>
Sladkovodní ekotoxicita	kg DCB <sub>e</sub>
Mořská ekotoxicita	kg DCB <sub>e</sub>
Suchozemská ekotoxicita	kg DCB <sub>e</sub>
Vznik fotooxidantů	kg C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> e
Acidifikace	kg SO <sub>2</sub> e
Eutrofizace	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e

#### 4.3.4. Interpretace

Vyhodnocení výsledků studií obsahuje všechny povinné části stanovené normou (ČSN, 2006a). Interpretace výsledků se skládá z identifikace významných zjištění a z hodnocení kvality provedených studií.

#### Identifikace významných zjištění

Identifikace významných zjištění proběhla v postupných krocích. První krok představoval strukturalizaci dat do tzv. strukturalizačních tabulek, shrnujících výsledky indikátorů dopadových kategorií do jednotlivých skupin. V případě studií

zemědělských surovin to byly agrotechnické operace, hnojiva, osiva, pesticidy a polní emise, v případě finálních potravin zemědělství, zpracování a transport. Druhý krok představoval vyhodnocení strukturalizačních tabulek analýzou dominance a analýzou bodu zvratu. Analýza dominance slouží především k identifikaci a následnému procentuálnímu vyjádření procesů (či jejich skupin), které představují nejvyšší zátěž produktu během jeho životního cyklu. Analýza bodu zvratu slouží jako nástroj pro identifikaci bodu, ve kterém dochází k změně výsledku komparativní studie produktů. Obě analýzy posloužily jako hlavní postup při identifikaci významných zjištění u vyhodnocení komparativních studií.

### **Hodnocení LCA studií**

Nástrojem pro ověření robustnosti provedených studií se stala kontrola úplnosti, kontrola konzistence a analýza nejistot.

Kontrola úplnosti probíhala po celou dobu vypracovávání studií za pomoci seznamů úplnosti, organizovaných dle zvolených procesů. Zároveň s ní byla prováděna kontrola konzistence, spočívající v ověření soudržnosti kvality dat (časové, geografické, dodržení hranic systému), definované v rozsahu studie.

Z normou doporučených analýz byla realizována citlivostní analýza, kterou bylo testováno, zda je formulace významných zjištění ovlivněna proměnlivostí vstupních dat.

Testování na odchylky v předpokladech, použití jiných charakterizačních modelů či jiných alokačních pravidel provedeno nebylo.

K interpretaci výsledků, která se nachází v kapitolách 6 a 7 je nutno dodat, že většina doposud provedených agropotravinářských studií hodnotí pouze vybrané dopadové kategorie, a to zejména změnu klimatu/globální oteplování, eutrofizaci, acidifikaci, vyčerpání zdrojů a toxicitu.

Další důležitá poznámka se týká dopadových kategorií toxicity a ekotoxicity. Komparativní studie byly provedeny za předpokladu, že v systému ekologického zemědělství nedochází k používání žádných pesticidních látek. Tento předpoklad je značně zjednodušený, jelikož v reálných podmínkách zemědělci mohou využívat celou škálu prostředků povolených k použití v ekologickém systému, jak je stanovuje příloha II nařízení EK 889/2008. Většina těchto povolených pesticidů stále není zakomponována v profesionálních LCI databázích, které sloužily jako zdroj sekundárních dat do vlastní studie. Dalším nedostatkem modelovaného životního



cyklu je absence přímého měření emisí po aplikaci pesticidních látek, které by přesahovalo možnosti disertační práce. Teoretické metodiky výpočtu, jako je tomu např. u emisí z aplikace dusíkatých hnojiv, neexistují či jsou díky velkému množství chemických látek používaných v pesticidech nekomplexní. Z výše uvedených důvodů lze očekávat, že vypočtené výsledky kategorií toxicity jsou do určité míry podhodnocené a nevyjadřují skutečný potenciální dopad.

## 5. Výsledky a diskuze

Cílem disertační práce bylo vyhodnotit pomocí metody LCA environmentální dopady vybraných potravin rostlinného původu. Nejprve jsou vyhodnoceny komparativní studie jednotlivých zemědělských surovin a hotových potravin.

Na jejich základě je vypracována druhá část výsledků, která shrnuje komparativní studie zemědělské části, výsledky komparativních studií zpracovaných a nezpracovaných produktů, stejně jako lokálních a dovážených produktů. Tato část výsledků je odpovědí na dané cíle práce, na jejím základě lze vyhodnotit platnost stanovených hypotéz.

Třetí část výsledků hodnotí robustnost provedených studií pomocí kontroly úplnosti, kontroly konzistence a kontroly kvality dat. Významná zjištění jsou prověřena citlivostní analýzou. Kapitola výsledky a diskuze se shoduje s čtvrtou fází LCA (interpretace) v bodech identifikace významných zjištění a hodnocení LCA studií. Poslední fáze interpretace (formulace závěrů) je uvedena v kapitole 6.

### 5.1. Vyhodnocení dílčích komparativních studií

Pro přehlednost vyhodnocení jednotlivých komparativních studií je kapitola rozdělena do skupin obilných produktů, bramborových produktů a zeleniny. U všech zemědělských plodin a z nich pocházejících zpracovaných surovin jsou v tabulkách uvedeny normou povinné charakterizační hodnoty výsledků. Pro větší srozumitelnost jsou tyto výsledky vyjádřeny standardní grafickou prezentací komparativních studií LCA, kdy je vyšší z hodnot vždy dána na roveň 100 % a k tomu je poměrně určena druhá hodnota.

#### Obilné produkty

V práci jsou hodnoceny dvě obilniny pšenice a žito, a z nich vycházejících pět zpracovaných potravin – pšeničná mouka, žitná mouka, chléb, pšeničné pečivo (rohlík) a těstoviny. Pro všechny zpracované potraviny je provedena studie typu „Cradle to Gate“, která určuje konec hranice životního cyklu vyrobeným produktem ve zpracovně konkrétní potraviny.

##### 5.1.1. Komparativní studie pšenice

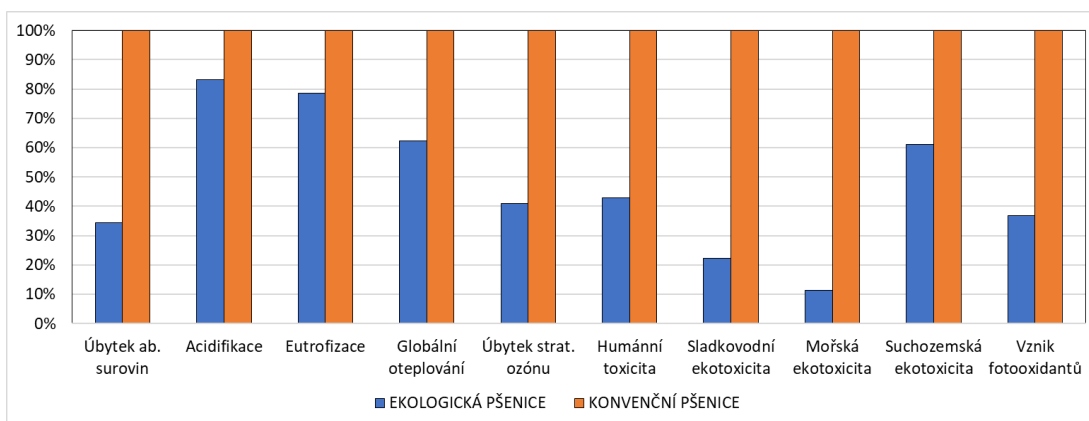
Výsledky porovnání ekologické a konvenční pšenice v relaci ke zvoleným funkčním jednotkám zobrazuje tabulka 7.

**Tabulka 7:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) pšenice při plošné a produkční FU

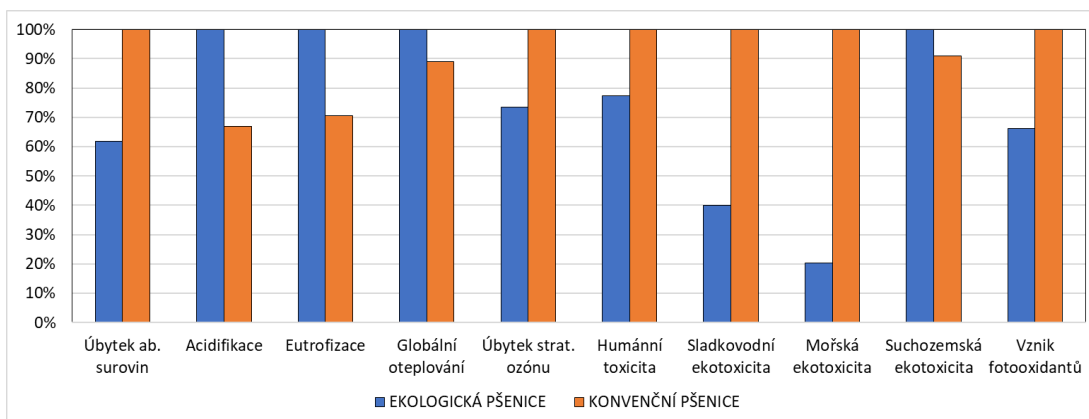
Dopadová kategorie	FU = 1 kg		FU = 1 ha	
	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	5,76E-04	9,31E-04	1,73E+00	5,03E+00
Acidifikace	1,90E-03	1,27E-03	5,69E+00	6,85E+00
Eutrofizace	1,34E-03	9,47E-04	4,02E+00	5,12E+00
Globální oteplování	3,85E-01	3,43E-01	1,15E+03	1,85E+03
Úbytek stratosférického ozónu	1,34E-08	1,82E-08	4,01E-05	9,82E-05
Humánní toxicita	4,96E-02	6,41E-02	1,49E+02	3,46E+02
Sladkovodní ekotoxicita	4,71E-03	1,18E-02	1,41E+01	6,36E+01
Mořská ekotoxicita	6,13E+00	3,03E+01	1,84E+04	1,64E+05
Suchozemská ekotoxicita	7,99E-04	7,26E-04	2,40E+00	3,92E+00
Vznik fotooxidantů	2,04E-05	3,07E-05	6,11E-02	1,66E-01

Je-li hodnocenou funkční jednotkou plocha – konkrétně jeden hektar (graf 1), pak lze pěstováním ekologické varianty pšenice dosáhnout nižších environmentálních dopadů ve všech deseti kategoriích, z čehož v šesti z nich (úbytek abiotických surovin, úbytek stratosférického ozónu, humánní toxicita, sladkovodní toxicita, mořská toxicita a vznik fotooxidantů) je úspora vyšší než 50 %.

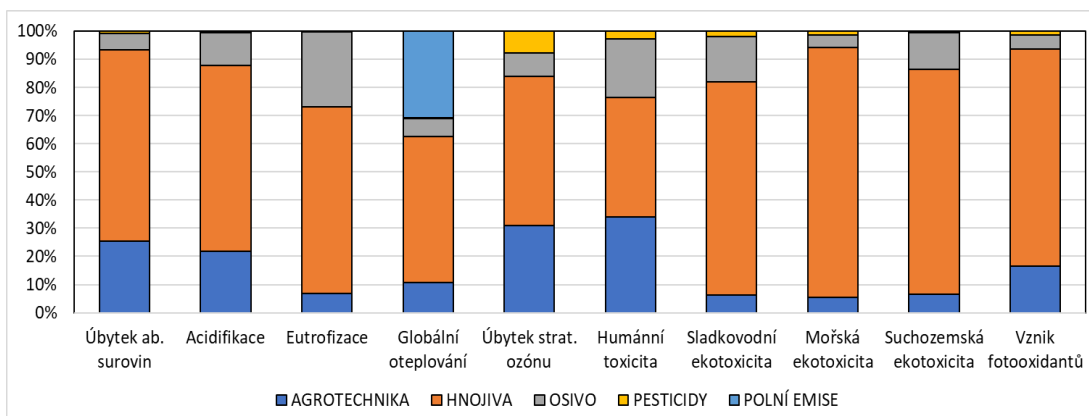
**Graf 1:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční pšenice při FU = 1 ha



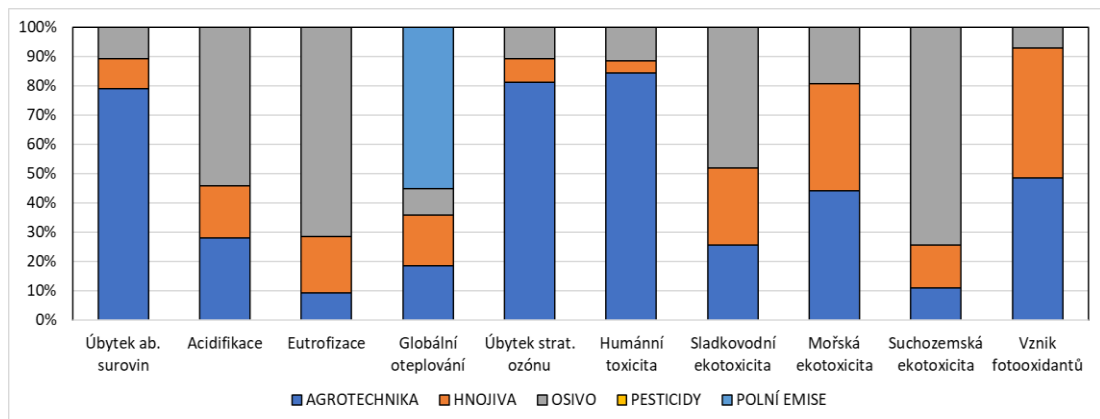
Při vztažení výsledků k funkční jednotce kilogramu produkce (graf 2) má pěstování ekologické pšenice nižší dopad v šesti kategoriích. Vyšší dopad má v kategoriích acidifikace, eutrofizace, globální oteplování a suchozemská ekotoxicita.

**Graf 2:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční pšenice při FU = 1 kg

Grafy 3 a 4 znázorňují procentuální podíl dopadu jednotlivých procesů (agrotechnických operací, hnojiv, osiva, pesticidů a polních emisí) na hodnocené kategorii.

**Graf 3:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční pšenice při FU = 1 kg

U konvenčního způsobu produkce (graf 3) představuje nejvyšší podíl environmentálního dopadu proces hnojiv, který s výjimkou kategorie humánní toxicity způsobuje ve všech ostatních kategoriích více než 50 %. U globálního oteplování je třeba vzít v úvahu i dopad polních emisí, které přímo souvisí s množstvím aplikovaných dusíkatých hnojiv. Společně s hnojivy vytváří 83 % environmentálního dopadu v této kategorii.

**Graf 4:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické pšenice při FU = 1 kg

Při vyhodnocování výsledků produkce ekologické pšenice (graf 4) nelze jednoznačně určit proces, který by obecně představoval největší dopad, jako tomu bylo u hnojiv v případě konvenční pšenice. Vždy záleží na konkrétní kategorii. Např. u globálního oteplování nejvyšší dopad způsobuje proces hnojiv a s nimi spjatých polních emisí, u zbylých kategorií tvoří velký podíl agrotechnika a osivo.

### 5.1.2. Komparativní studie žita

Výsledky porovnání zemědělské produkce ekologického a konvenčního žita v relaci ke zvoleným funkčním jednotkám lze nalézt v tabulce 8.

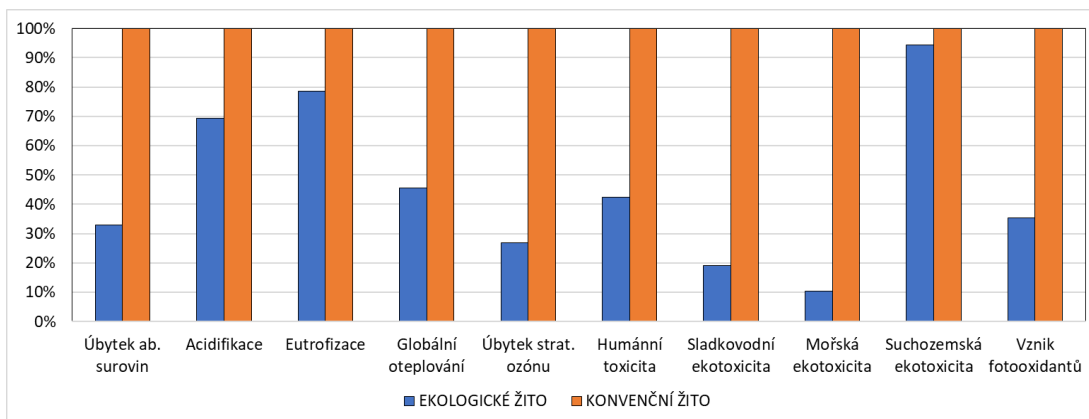
**Tabulka 8:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického (EKO) a konvenčního (KON) žita při plošné a produkční FU

Dopadová kategorie	FU = 1 kg		FU = 1 ha	
	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	5,39E-04	9,74E-04	1,51E+00	4,58E+00
Acidifikace	1,42E-03	1,22E-03	3,97E+00	5,73E+00
Eutrofizace	9,99E-04	7,58E-04	2,80E+00	3,56E+00
Globální oteplování	2,82E-01	3,70E-01	7,90E+02	1,74E+03
Úbytek stratosférického ozónu	1,26E-08	2,81E-08	3,54E-05	1,32E-04
Humánní toxicita	4,69E-02	6,59E-02	1,31E+02	3,10E+02
Sladkovodní ekotoxicita	3,29E-03	1,03E-02	9,20E+00	4,84E+01
Mořská ekotoxicita	4,98E+00	2,85E+01	1,39E+04	1,34E+05
Suchozemská ekotoxicita	1,24E-03	7,81E-04	3,46E+00	3,67E+00
Vznik fotooxidantů	1,68E-05	2,83E-05	4,71E-02	1,33E-01

Při zhodnocení výsledků vztahujících se k plošné funkční jednotce hektaru (graf 5), má pěstování ekologického žita nižší emisní dopad ve všech deseti

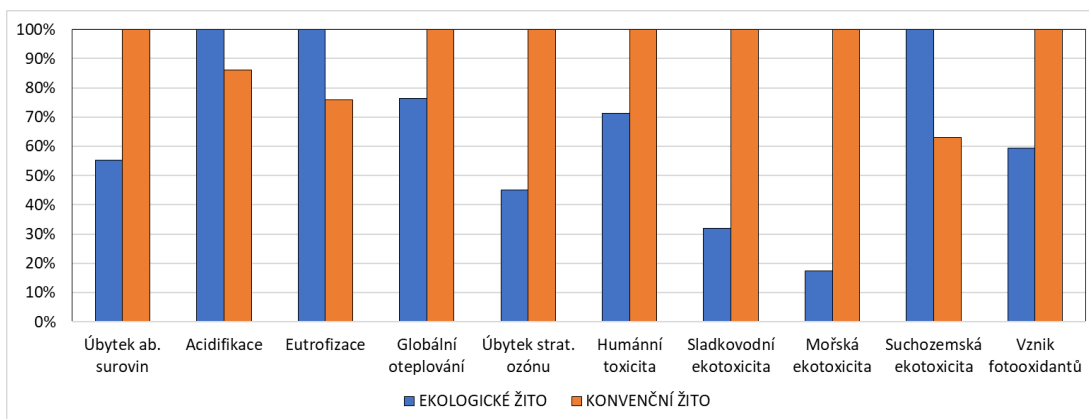
kategoriích, z čehož v sedmi z nich (úbytek abiotických surovin, globální oteplování, úbytek stratosférického ozónu, humánní toxicita, sladkovodní a mořská ekotoxicita a vznik fotooxidantů) je environmentální úspora vyšší než 50 %.

**Graf 5:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního žita při FU = 1 ha

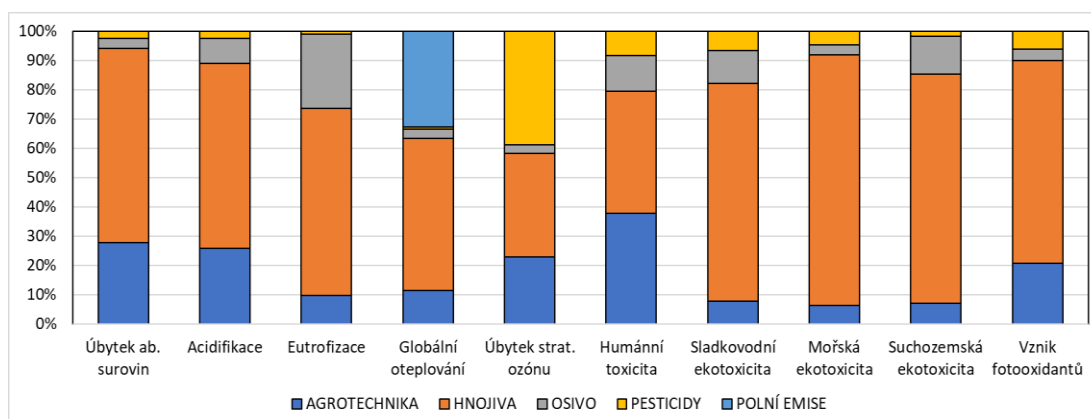


Při vztažení výsledků k produkční funkční jednotce (graf 6), lze pěstováním ekologického žita dosáhnout nižších environmentálních dopadů v sedmi kategoriích. Vyšší dopad má v kategoriích acidifikace, eutrofizace a suchozemská ekotoxicita.

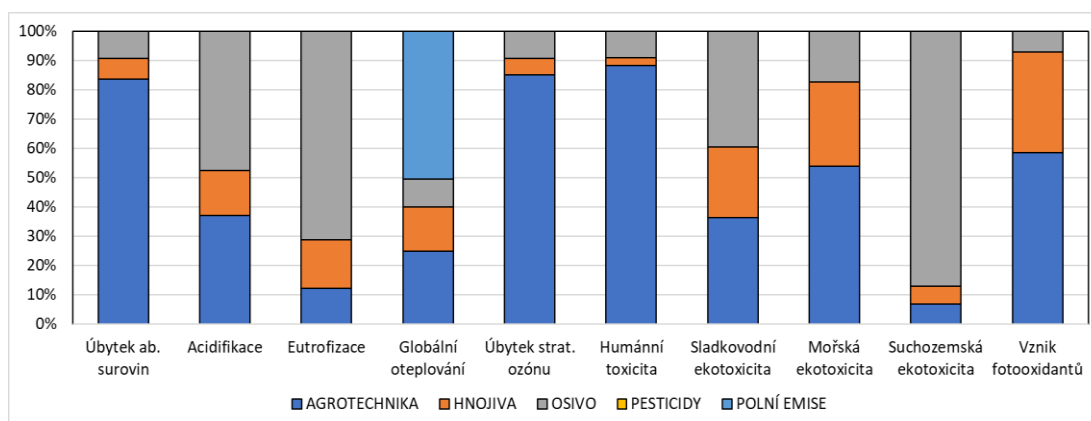
**Graf 6:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního žita při FU = 1 kg



Grafy 7 a 8 znázorňují procentuální podíl dopadu jednotlivých procesů (agrotechnických operací, hnojiv, osiva, pesticidů a polních emisí) na hodnocené kategorie.

**Graf 7:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčního žita při FU = 1 kg

U konvenčního způsobu produkce (graf 7) stejně jako u pšenice nejvyšší dopad mají hnojiva. S výjimkou kategorie humánní toxicity a úbytku stratosférického ozónu způsobují ve všech ostatních dopadových kategoriích zátěž vyšší než 50 %. Opět i zde platí v kategorii globálního oteplování souvislost hnojiv s polními emisemi, společně pak tyto dva procesy tvoří 85 % dopadu.

**Graf 8:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologického žita při FU = 1 kg

Při vyhodnocení produkce ekologického žita (graf 8) nelze stejně jako u ekologické pšenice jednoznačně určit proces, představující největší dopad u většiny kategorií. U globálního oteplování představují nejvyšší dopad hnojiva a s nimi spjaté polní emise, u zbylých kategorií tvoří velký podíl agrotechnika s osivem.

### 5.1.3. Komparativní studie pšeničné mouky

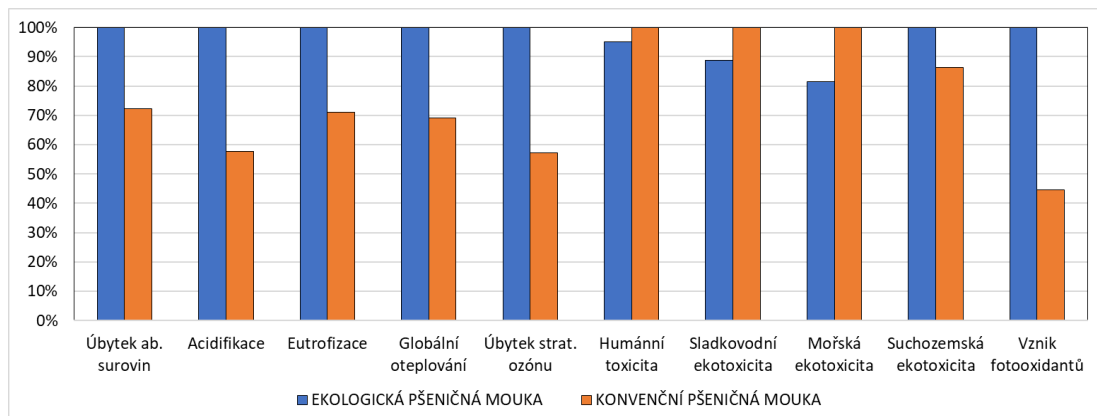
Podrobné srovnání, včetně environmentálních dopadů jednotlivých fází produkce ekologické a konvenční pšeničné mouky, zobrazuje tabulka 9.

**Tabulka 9:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) pšeničné mouky při FU = 1 kg produktu

Dopadová kategorie	Zemědělství		Zpracování		Transport	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	6,30E-04	1,02E-03	3,40E-04	3,40E-04	1,04E-03	8,51E-05
Acidifikace	2,09E-03	1,40E-03	1,80E-04	1,80E-04	5,50E-04	4,56E-05
Eutrofizace	1,48E-03	1,04E-03	2,70E-04	2,70E-04	1,20E-04	1,19E-05
Globální oteplování	4,23E-01	3,77E-01	5,47E-02	5,47E-02	1,64E-01	1,22E-02
Úbytek stratosférického ozónu	1,50E-08	2,00E-08	1,10E-09	1,10E-09	2,40E-08	1,90E-09
Humánní toxicita	5,45E-02	7,05E-02	2,71E-02	2,71E-02	1,38E-02	2,72E-03
Sladkovodní ekotoxicita	5,18E-03	1,30E-02	4,30E-02	4,30E-02	2,32E-03	9,80E-04
Mořská ekotoxicita	6,75E+00	3,34E+01	8,82E+01	8,82E+01	5,76E+00	2,19E+00
Suchozemská ekotoxicita	8,80E-04	8,00E-04	6,95E-05	6,90E-05	8,33E-05	2,36E-05
Vznik fotooxidantů	2,20E-05	3,38E-05	6,39E-06	6,30E-06	6,47E-05	1,42E-06

Z grafu 9 je zřejmé, že konvenční pšeničná mouka má nižší environmentální dopad v sedmi kategoriích, a to v rozmezí od 14 do 55 %. Oproti tomu ekologická mouka vykazuje menší dopad pouze u tří kategorií v rozmezí 5 – 23 %.

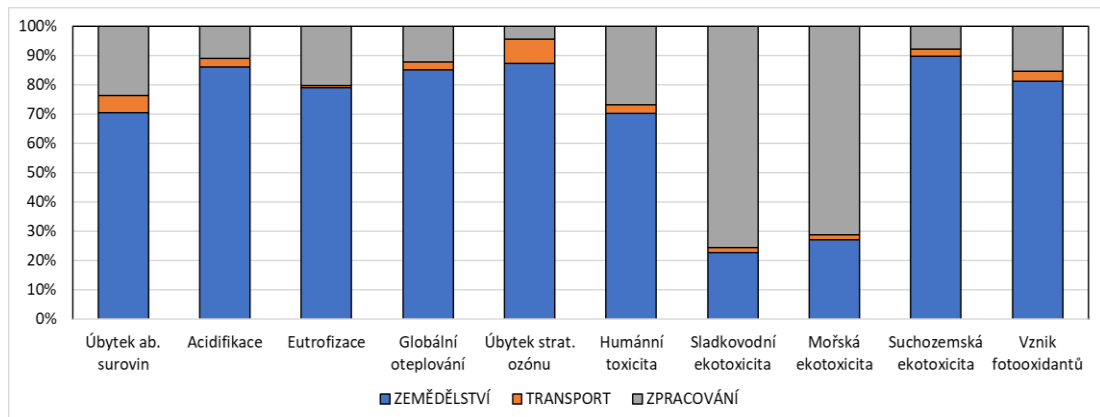
**Graf 9:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční pšeničné mouky při FU = 1 kg



Podíl jednotlivých procesů (zemědělství, zpracování a transportu) na výsledném dopadu lze nalézt v grafu 10 pro konvenční v grafu 11 pro ekologickou variantu produktu.

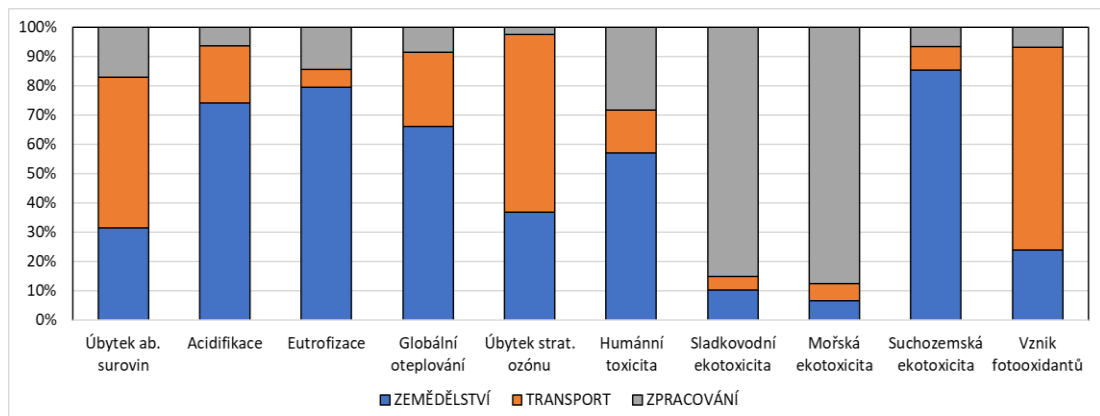


**Graf 10:** Environmentální dopady jednotlivých procesů při LCA konvenční pšeničné mouky  
při FU = 1 kg



Z hodnocení environmentálních dopadů produkce konvenční mouky (graf 10) je patrné, že transport produktu nehraje téměř žádnou roli a nejdůležitějším procesem je v osmi dopadových kategoriích zemědělství, pouze v kategorii mořské a sladkovodní ekotoxicity způsobuje nejvyšší dopad proces zpracování.

**Graf 11:** Environmentální dopady jednotlivých procesů při LCA ekologické pšeničné mouky  
při FU = 1 kg



Při zhodnocení dopadů produkce ekologické mouky (graf 11) záleží již na konkrétní kategorii. Proces zpracování velmi významně ovlivňuje sladkovodní a mořskou ekotoxicitu, stejně jako tomu bylo v případě konvenčního produktu. Zemědělství nejvíce ovlivňuje kategorie acidifikaci, eutrofizaci, globální oteplování, humánní toxicitu a zejména suchozemskou ekotoxicitu. V kategoriích úbytku abiotických surovin, vzniku fotooxidantů a úbytku stratosférického ozónu vytváří nejvyšší dopad proces transportu.

### 5.1.4. Komparativní studie žitné mouky

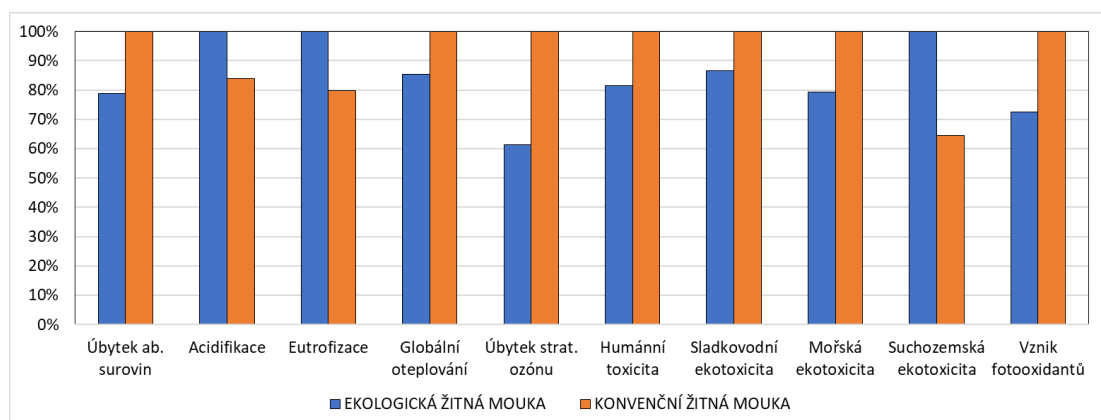
Podrobné výsledky porovnání dopadů produkce ekologické a konvenční žitné mouky lze nalézt v tabulce 10.

**Tabulka 10:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) žitné mouky při FU = 1 kg produktu

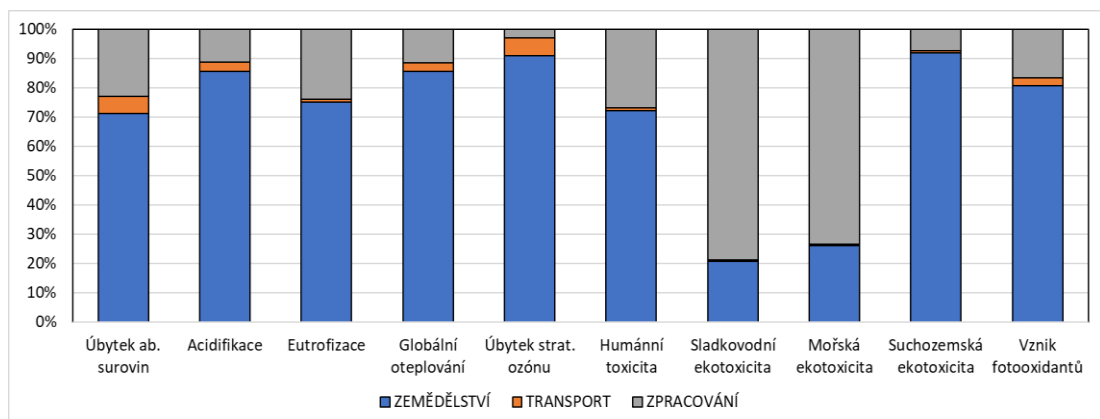
Dopadová kategorie	Zemědělství		Zpracování		Transport	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	5,90E-04	1,07E-03	3,50E-04	3,50E-04	2,50E-04	8,75E-05
Acidifikace	1,60E-03	1,34E-03	1,80E-04	1,80E-04	1,40E-04	4,98E-05
Eutrofizace	1,11E-03	8,30E-04	2,70E-04	2,70E-04	2,90E-05	1,08E-05
Globální oteplování	3,11E-01	4,07E-01	5,47E-02	5,47E-02	4,01E-02	1,40E-02
Úbytek stratosférického ozónu	1,40E-08	3,10E-08	1,10E-09	1,10E-09	5,90E-09	2,09E-09
Humánní toxicita	5,16E-02	7,25E-02	2,71E-02	2,71E-02	3,30E-03	1,03E-03
Sladkovodní ekotoxicita	3,62E-03	1,13E-02	4,30E-02	4,30E-02	5,60E-04	1,86E-04
Mořská ekotoxicita	5,48E+00	3,14E+01	8,82E+01	8,82E+01	1,42E+00	4,76E-01
Suchozemská ekotoxicita	1,40E-03	8,60E-04	6,95E-05	6,90E-05	2,20E-05	6,60E-06
Vznik fotooxidantů	1,80E-05	3,11E-05	6,39E-06	6,40E-06	3,10E-06	1,08E-06

Graf 12 srovnává produkci jednoho kilogramu ekologické a konvenční žitné mouky a je z něj patrné, že ekologická mouka dosahuje menšího environmentálního dopadu v sedmi kategoriích v rozmezí od 16 do 37 %. Konvenční mouka má menší dopad pouze u tří kategorií v rozmezí 16 – 36 %.

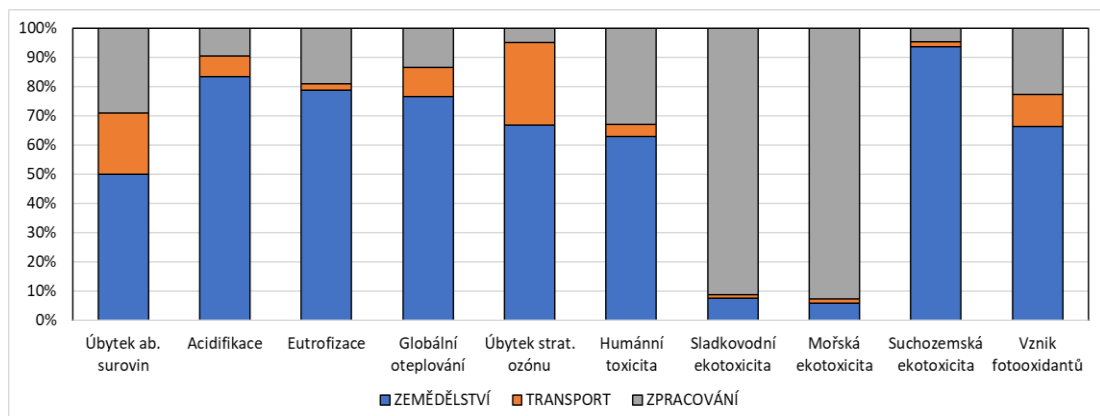
**Graf 12:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční žitné mouky při FU = 1 kg



Podíl jednotlivých procesů (zemědělství, zpracování a transportu) na výsledném dopadu je zobrazen v grafech 13 a 14 pro obě produktové varianty.

**Graf 13:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční žitné mouky při FU = 1 kg

Ve výsledcích jak konvenční (graf 13), tak ekologické varianty (graf 14) lze nalézt obdobné závěry jako u konvenční pšeničné mouky a to, že transport produktu nehraje téměř žádnou větší roli a nejvýznamnějším procesem způsobujícím nejvyšší dopad je v osmi kategoriích zemědělská produkce žita. V kategoriích mořské a sladkovodní ekotoxicity je největším zdrojem environmentálního dopadu proces zpracování.

**Graf 14:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické žitné mouky při FU = 1 kg

### 5.1.5. Komparativní studie pšeničného pečiva

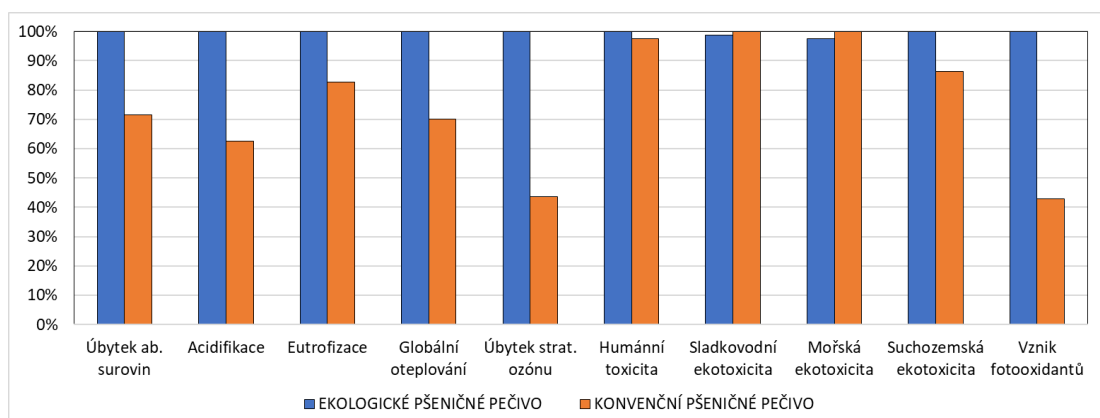
Srovnání environmentálních dopadů jednotlivých fází produkce ekologického a konvenčního pšeničného pečiva zobrazuje tabulka 11.

**Tabulka 11:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického (EKO) a konvenčního (KON) pšeničného pečiva při FU = 1 kg produktu

Dopadová kategorie	Zemědělství		Zpracování		Transport	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	5,30E-04	9,00E-04	2,10E-03	2,10E-03	1,60E-03	9,16E-05
Acidifikace	1,73E-03	1,16E-03	1,10E-03	1,10E-03	9,00E-04	4,99E-05
Eutrofizace	1,23E-03	8,70E-04	1,70E-03	1,70E-03	2,00E-04	1,25E-05
Globální oteplování	3,51E-01	3,13E-01	3,37E-01	3,37E-01	2,60E-01	1,34E-02
Úbytek stratosférického ozónu	1,20E-08	1,60E-08	6,30E-09	6,30E-09	3,90E-08	2,08E-09
Humánní toxicita	4,53E-02	5,85E-02	1,67E-01	1,67E-01	2,19E-02	2,49E-03
Sladkovodní ekotoxicita	4,30E-03	1,08E-02	2,65E-01	2,65E-01	3,70E-03	8,60E-03
Mořská ekotoxicita	5,60E+00	2,77E+01	5,44E+02	5,44E+02	9,12E+00	1,93E+00
Suchozemská ekotoxicita	7,20E-04	6,60E-04	4,00E-04	4,00E-04	1,00E-04	2,14E-05
Vznik fotooxidantů	1,90E-05	2,80E-05	3,90E-05	3,90E-05	1,00E-04	1,44E-06

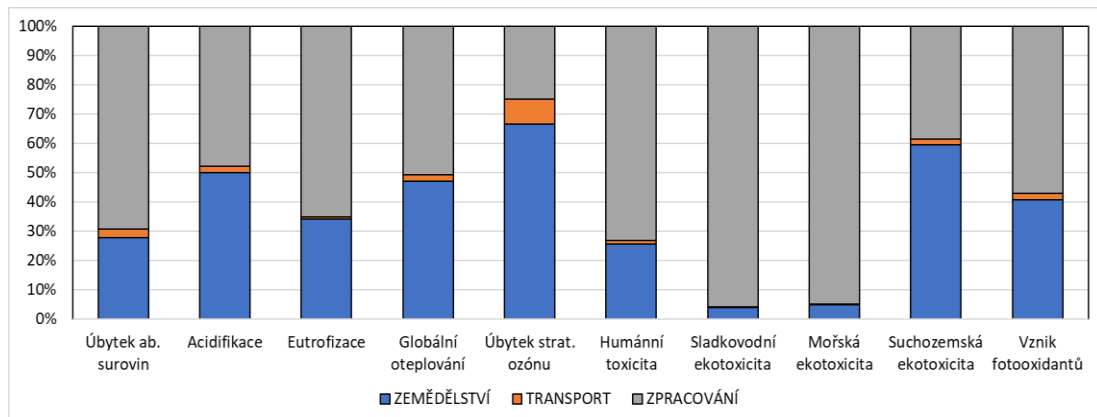
Ze vzájemného srovnání kilogramu produktu v grafu 15 je zřejmé, že konvenční varianta výroby pšeničného pečiva má nižší dopady v osmi kategoriích v rozmezí od 3 do 57 %. Ekologické pečivo dosahuje nižšího dopadu pouze u kategorií sladkovodní a mořské ekotoxicity v rozmezí 1 – 3 %.

**Graf 15:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního pšeničného pečiva při FU = 1 kg



Podíl jednotlivých procesů (zemědělství, zpracování a transportu) na výsledném dopadu lze nalézt v grafu 16 pro konvenční a v grafu 17 pro ekologický produkt.

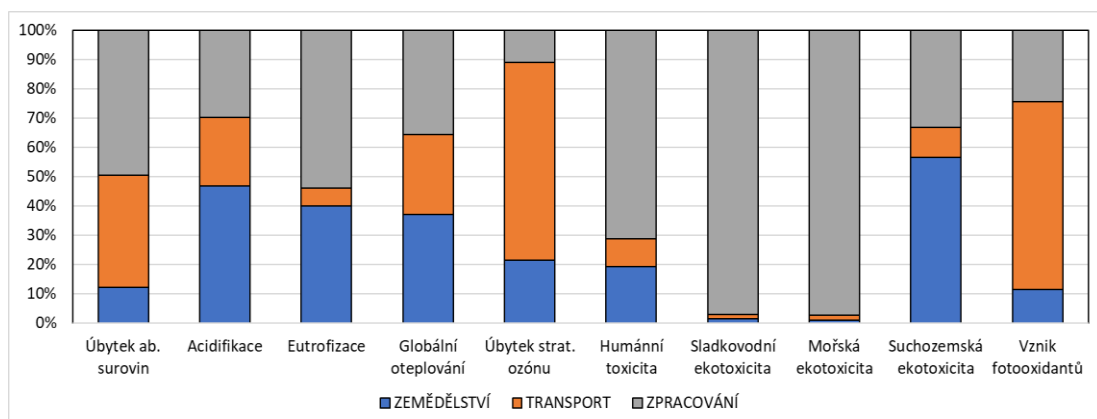
**Graf 16:** Environmentální dopady jednotlivých procesů při LCA konvenčního pšeničného pečiva při FU = 1 kg



Se vzrůstajícím stupněm zpracování se mění podíl dopadu jednotlivých procesů. V případě pšenice, žita i mouky způsobovalo všeobecně nejvyšší dopad zemědělství.

U konvenčního pšeničného pečiva (graf 16) má zemědělství nejvyšší dopad pouze ve dvou kategoriích – úbytku stratosférického ozónu a suchozemské ekotoxicity a shodný dopad se zpracováním v kategoriích acidifikace a globální oteplování. V ostatních tvoří nejvyšší podíl dopadu zpracování.

**Graf 17:** Environmentální dopady jednotlivých procesů při LCA ekologického pšeničného pečiva při FU = 1 kg



Při vyhodnocení ekologického pšeničného pečiva (graf 17) byl nejvyšší dopad z procesu zemědělství dosažen v kategorii acidifikaci a suchozemské ekotoxicity a shodný podíl se zpracováním v kategorii globální oteplování. Velmi výraznou změnou oproti konvenční variantě je podíl transportu, který tvoří více než 60 % dopadu v kategoriích úbytek stratosférického ozónu a vznik fotooxidantů.

Výrazně se podílí na i úbytku abiotických zdrojů a globálním oteplování. Ve všech zbývajících kategoriích dominuje dopad způsobený zpracováním.

### 5.1.6. Komparativní studie chleba

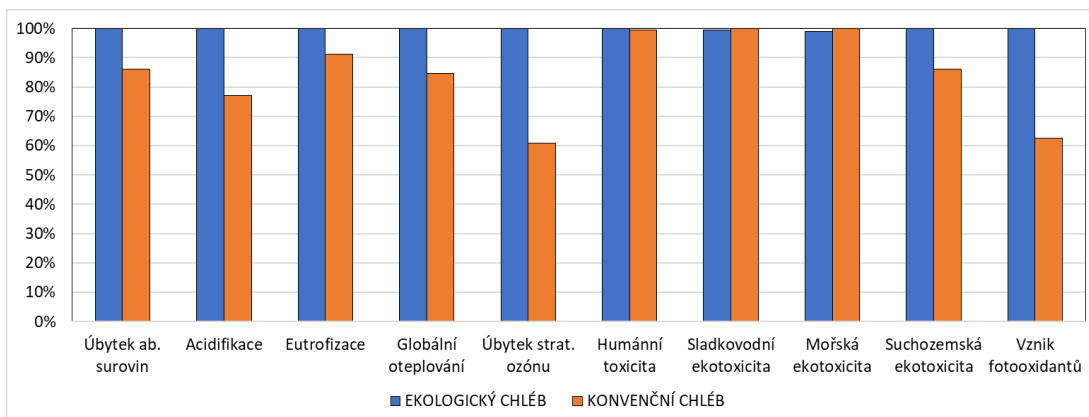
V tabulce 12 se nachází podrobné výsledky srovnání produkce ekologického a konvenčního chleba.

**Tabulka 12:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického (EKO) a konvenčního (KON) chleba při FU = 1 kg produktu

Dopadová kategorie	Zemědělství		Zpracování		Transport	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	4,30E-04	7,20E-04	4,26E-03	4,26E-03	1,18E-03	7,70E-05
Acidifikace	1,32E-03	1,00E-03	2,20E-03	2,20E-03	6,30E-04	4,30E-05
Eutrofizace	9,30E-04	7,00E-04	3,30E-03	3,30E-03	1,30E-04	1,00E-05
Globální oteplování	2,66E-01	2,67E-01	6,76E-01	6,76E-01	1,87E-01	1,16E-02
Úbytek stratosférického ozónu	9,90E-09	1,60E-08	1,30E-08	1,30E-08	2,79E-08	1,80E-09
Humánní toxicita	3,70E-02	4,96E-02	3,35E-01	3,35E-01	1,58E-02	1,70E-03
Sladkovodní ekotoxicita	3,20E-03	8,60E-03	5,31E-01	5,31E-01	2,65E-03	5,00E-03
Mořská ekotoxicita	4,36E+00	2,26E+01	1,09E+03	1,09E+03	6,59E+00	1,21E+00
Suchozemská ekotoxicita	7,00E-04	6,00E-04	9,00E-04	9,00E-04	9,57E-05	1,39E-05
Vznik fotooxidantů	1,50E-05	2,30E-05	7,90E-05	7,90E-05	7,11E-05	1,11E-06

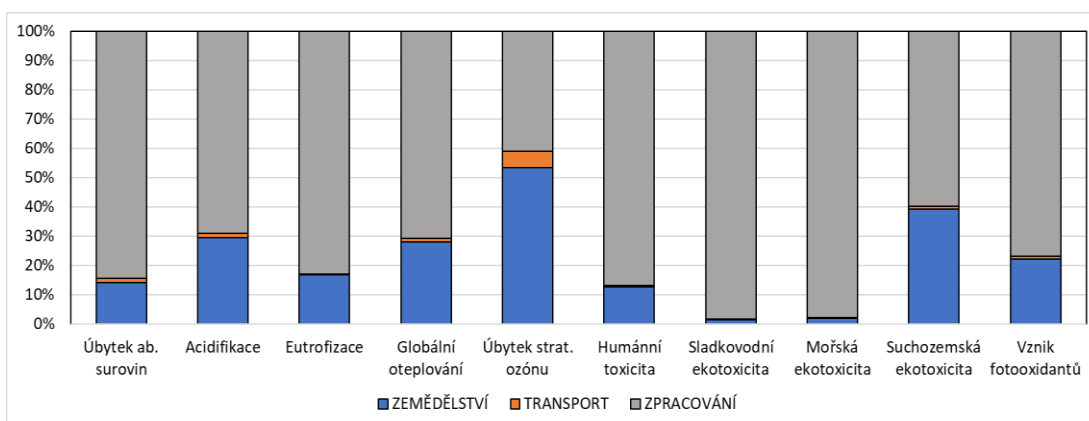
Z grafu 18, který srovnává obě varianty produktu vyplývá, že konvenční chléb má nižší dopad v osmi kategoriích, v rozmezí od 1 do 39 %. Ekologický chléb vykazuje nižší dopad u dvou kategorií, u sladkovodní a mořské ekotoxicity a to o pouhé 1 %.

**Graf 18:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního chleba při FU = 1 kg

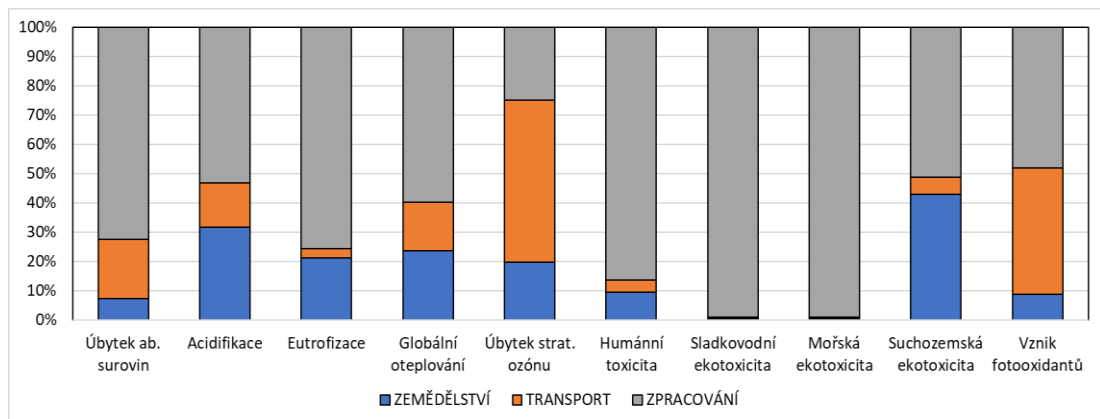


Podíl jednotlivých procesů (zemědělství, zpracování a transportu) na výsledném dopadu zobrazuje pro obě produktové varianty graf 19 a graf 20.

**Graf 19:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčního chleba při FU = 1 kg



I v případě chleba platí, že se vzrůstajícím stupněm zpracování se snižuje environmentální dopad pocházející ze zemědělství. U konvenčního produktu (graf 19) má zemědělství nejvyšší dopad pouze v jedné kategorii, která představuje úbytek stratosférického ozónu. V ostatních devíti kategoriích tvoří nejvyšší podíl dopadu zpracování. Dopad transportu je zanedbatelný.

**Graf 20:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologického chleba při FU = 1 kg

Stejné tvrzení se ovšem nedá o transportu říci při vyhodnocení ekologického produktu (graf 20), kde tvoří 55 % dopadu v kategorii úbytku stratosférického ozónu a 43 % dopadu v kategorii vzniku fotooxidantů, pětinovým dopadem se podílí na úbytku abiotických surovin a globálním oteplování. Kromě již zmíněné kategorie úbytku stratosférického ozónu v důsledku transportu ve všech ostatních kategoriích představuje většinu environmentálního dopadu proces zpracování, a to v rozmezí od 48 do 99 %.

### 5.1.7. Komparativní studie těstovin

Environmentální dopad jednotlivých fází produkce ekologických a konvenčních těstovin je zobrazen v tabulce 13.

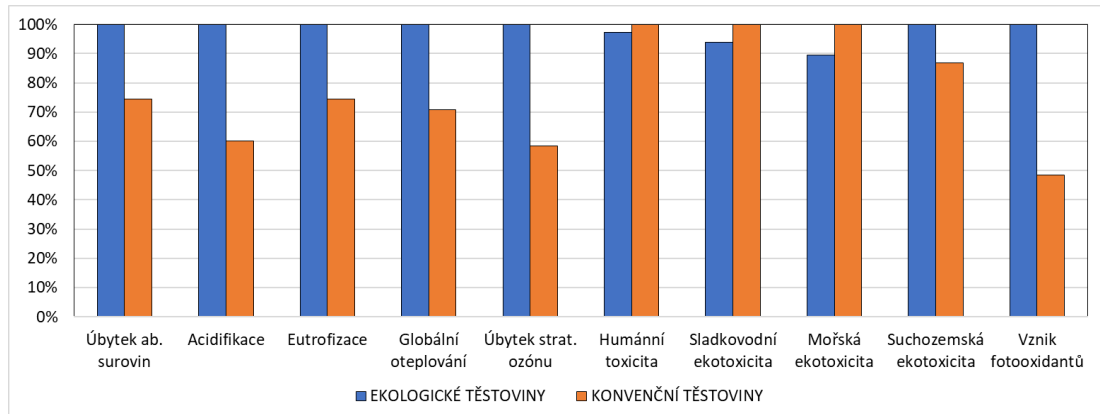
**Tabulka 13:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických (EKO) a konvenčních (KON) těstovin při FU = 1 kg produktu

Dopadová kategorie	Zemědělství		Zpracování		Transport	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	6,30E-04	1,02E-03	6,90E-04	6,90E-04	1,32E-03	2,50E-04
Acidifikace	2,09E-03	1,40E-03	3,60E-04	3,60E-04	7,10E-04	1,43E-04
Eutrofizace	1,48E-03	1,04E-03	5,40E-04	5,40E-04	1,50E-04	3,31E-05
Globální oteplování	4,23E-01	3,77E-01	1,09E-01	1,09E-01	2,09E-01	3,94E-02
Úbytek stratosférického ozónu	1,50E-08	2,00E-08	2,00E-09	2,00E-09	3,12E-08	5,98E-09
Humánní toxicita	5,45E-02	7,05E-02	5,42E-02	5,42E-02	1,72E-02	4,73E-03
Sladkovodní ekotoxicita	5,18E-03	1,30E-02	8,60E-02	8,60E-02	2,92E-03	1,34E-03
Mořská ekotoxicita	6,75E+00	3,34E+01	1,76E+02	1,76E+02	7,30E+00	3,11E+00
Suchozemská ekotoxicita	8,80E-04	8,00E-04	1,40E-04	1,40E-04	1,05E-04	3,65E-05
Vznik fotooxidantů	2,20E-05	3,40E-05	1,30E-05	1,30E-05	6,82E-05	3,52E-06



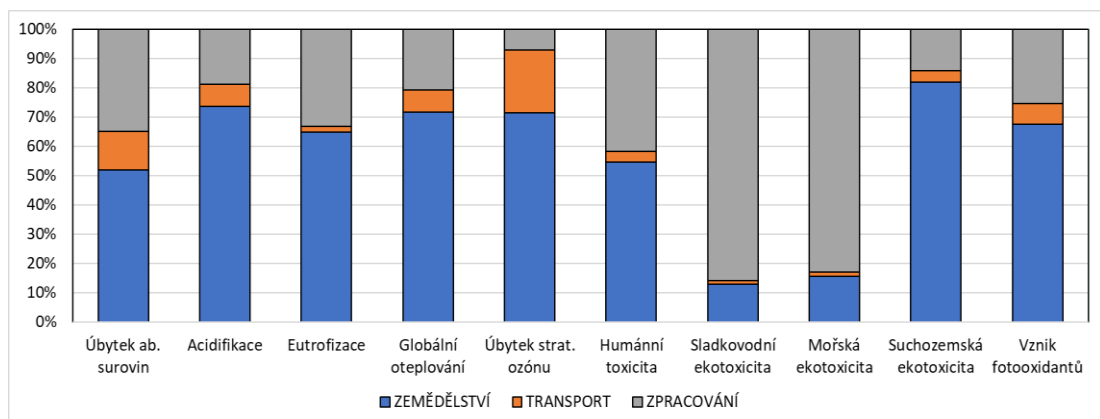
Ze srovnání produkce jednoho kilogramu ekologických a konvenčních těstovin (graf 21) je patrné, že konvenční produkt má nižší environmentální dopad v sedmi kategoriích, v rozmezí od 13 do 52 %. Oproti tomu ekologický produkt dosahuje nižšího dopadu pouze u tří kategorií v rozmezí 3 – 11 %.

**Graf 21:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních těstovin při FU = 1 kg



Podíl jednotlivých procesů (zemědělství, zpracování a transportu) na výsledném dopadu lze nalézt v grafu 22 pro konvenční variantu těstovin a v grafu 23 pro její ekologickou obdobu.

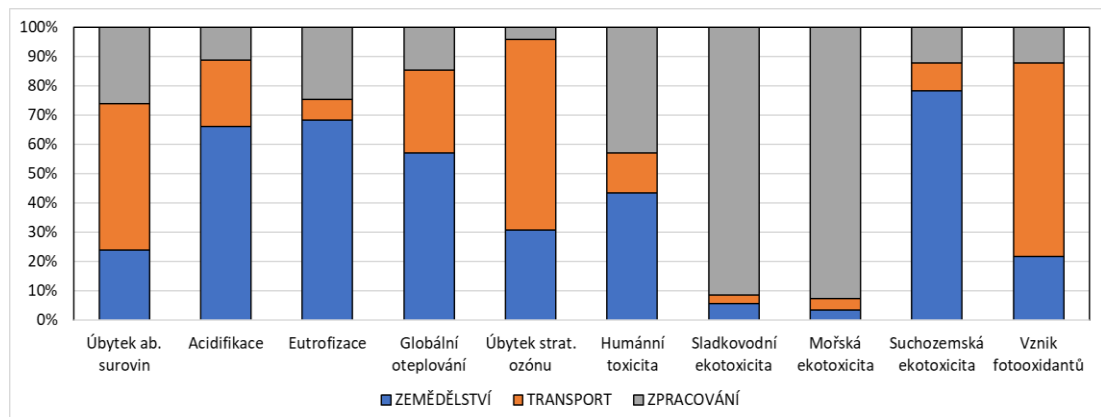
**Graf 22:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčních těstovin při FU = 1 kg



Zpracování těstovin není energeticky náročné, jako tomu je při zpracování chleba a pečiva. Z tohoto důvodu má proces zemědělské výroby značný a podstatný dopad. U konvenčního produktu (graf 22) způsobuje nejvyšší v osmi kategoriích. Pouze u kategorie sladkovodní a mořské ekotoxicity představuje téměř veškerý

dopad proces zpracování. Dopad transportu je zanedbatelný, kromě kategorie úbytku stratosférického ozónu, kde tvoří 21 %.

**Graf 23:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologických těstovin při FU = 1 kg



Stejné konstatování o transportu ovšem neplatí při hodnocení dopadu ekologického produktu (graf 23), kde představuje 65 % zátěže úbytku ozónu a tvorby fotooxidantů a 50 % úbytku abiotických zdrojů. Proces zpracování obdobně jako u konvenční varianty tvoří téměř celý dopad kategorie sladkovodní a mořské ekotoxicity. Na zbylých pěti dopadových kategoriích se nejvyšší mírou podílí zemědělství v rozmezí od 43 % do 78 %.

### Bramborové výroky

V práci je hodnocena zemědělská plodina brambory a z ní vycházející tři zpracované potraviny (loupané brambory, hranolky a bramborová kaše). Pro všechny zpracované potraviny je provedena studie typu „Cradle to Gate“, která určuje konec hranice životního cyklu vyrobeným produktem v zpracovně konkrétní potraviny. Hranolky jsou v práci ve formě předsmaženého a zamraženého polotovaru a bramborovou kaší představuje instantní sušený bramborový prášek bez přidaného mléka.

#### 5.1.8. Komparativní studie brambor

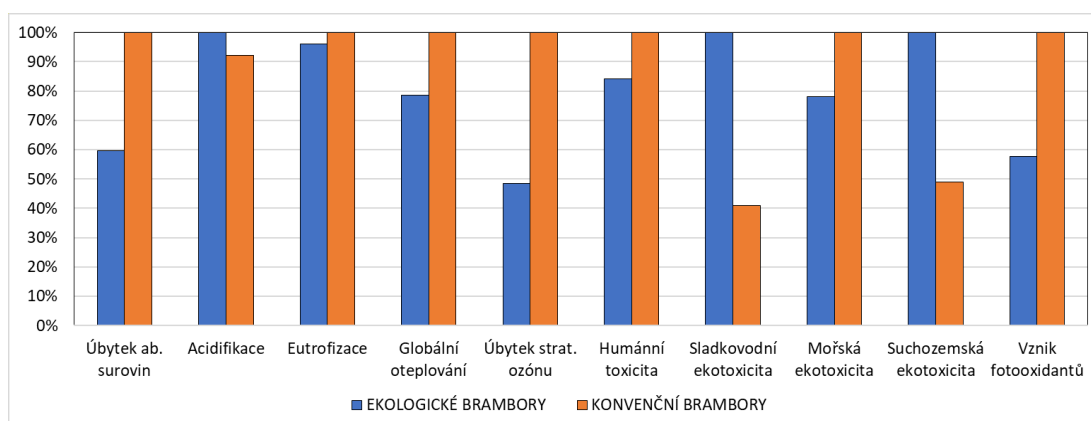
Výsledky porovnání ekologických a konvenčních brambor v relaci ke zvoleným funkčním jednotkám ha a kg zobrazuje tabulka 14.

**Tabulka 14:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických (EKO) a konvenčních (KON) brambor při plošné a produkční FU

Dopadová kategorie	FU = 1 kg		FU = 1 ha	
	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	2,94E-04	3,81E-04	5,00E+00	8,38E+00
Acidifikace	9,04E-04	6,44E-04	1,54E+01	1,42E+01
Eutrofizace	5,79E-04	4,66E-04	9,84E+00	1,02E+01
Globální oteplování	1,38E-01	1,36E-01	2,34E+03	2,98E+03
Úbytek stratosférického ozónu	6,57E-09	1,05E-08	1,12E-04	2,31E-04
Humánní toxicita	3,29E-02	3,02E-02	5,60E+02	6,65E+02
Sladkovodní ekotoxicita	2,05E-02	6,47E-03	3,49E+02	1,42E+02
Mořská ekotoxicita	1,32E+01	1,31E+01	2,25E+05	2,87E+05
Suchozemská ekotoxicita	2,08E-03	7,86E-04	3,54E+01	1,73E+01
Vznik fotooxidantů	9,02E-06	1,21E-05	1,53E-01	2,66E-01

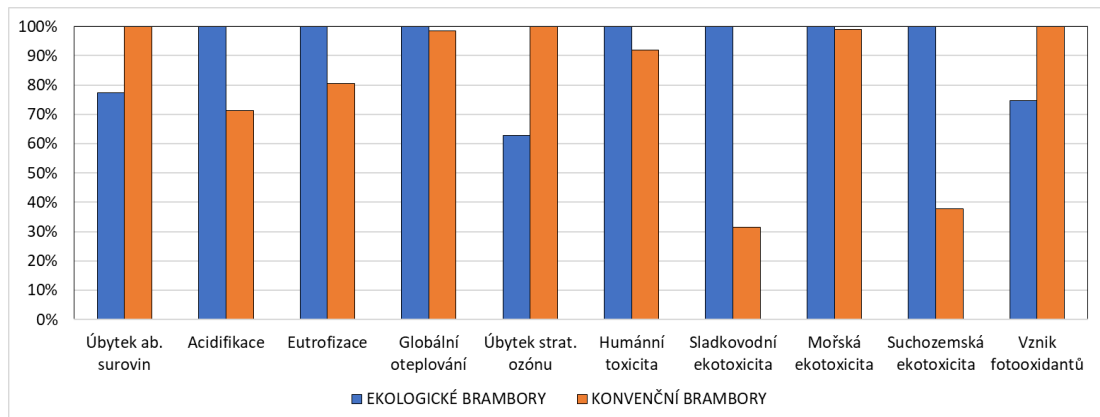
Je-li hodnocenou funkční jednotkou jeden hektar (graf 24), pak lze pěstováním brambor v systému ekologického zemědělství docílit nižšího environmentálního dopadu v sedmi z deseti kategorií. Vyšší dopady z pěstování ekologických brambor lze nalézt u kategorie acidifikace, sladkovodní a mořské ekotoxicity.

**Graf 24:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních brambor při FU = 1 ha



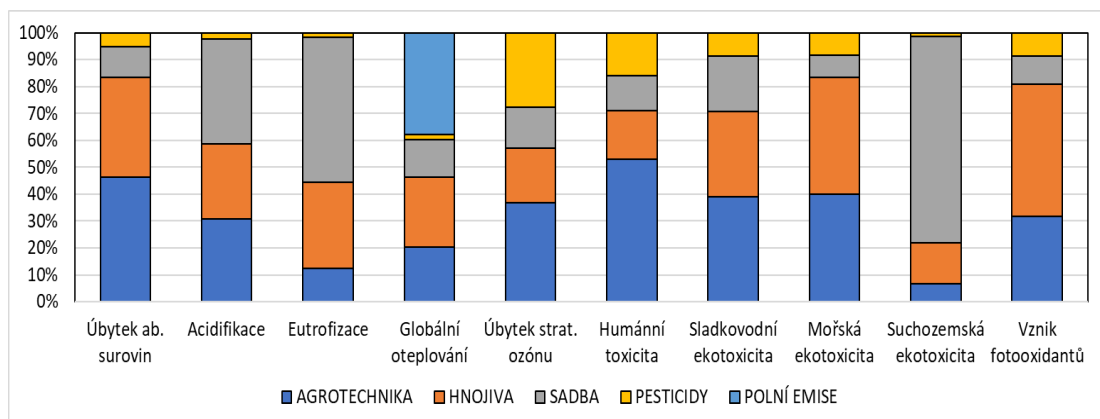
Při vztažení výsledků k funkční jednotce kilogramu produkce (graf 25) má pěstování ekologických brambor nižší environmentální dopad pouze u tří kategorií, a to u úbytku abiotických surovin, úbytku stratosférického ozónu a vzniku fotooxidantů.

**Graf 25:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních brambor při FU = 1 kg

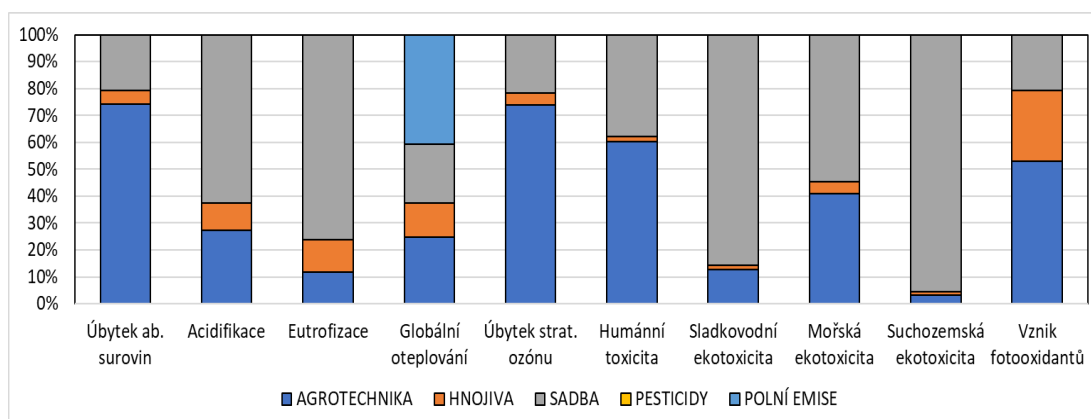


Grafy 26 a 27 znázorňují podíl dopadu jednotlivých procesů (agrotechnických operací, hnojiv, sadby, pesticidů a polních emisí) na hodnocené kategorie.

**Graf 26:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčních brambor při FU = 1 kg



U konvenčního způsobu produkce (graf 26) je třeba vyhodnotit výsledky dle jednotlivých dopadových kategorií. Proces agrotechnických operací způsobuje nejvyšší dopad ve třech kategoriích, proces hnojiv také ve třech kategoriích (při součtu se souvisejícími polními emisemi ve čtyřech). Ve zbylých třech představuje nejvyšší environmentální dopad proces sadba brambor.

**Graf 27:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologických brambor při FU = 1 kg

Při vyhodnocování výsledků ekologického pěstování brambor (graf 27) jsou procesy představující největší dopad agrotechnické operace (nejvyšší podíl ve čtyřech kategoriích) a sadba brambor (nejvyšší podíl v pěti kategoriích). Pouze v kategorii změna klimatu je většina dopadu stejně jako u konvenční varianty způsobena hnojivem a s nimi souvisejícími polními emisemi.

### 5.1.9. Komparativní studie loupaných brambor

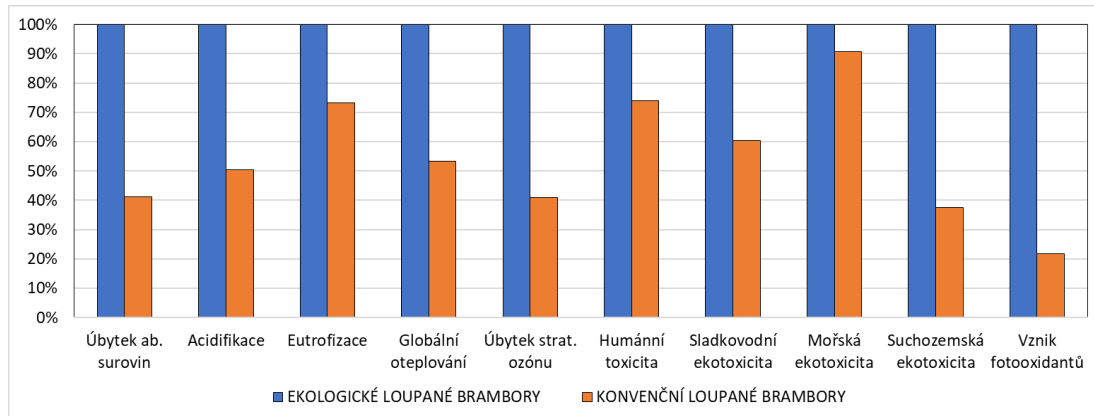
Podrobné srovnání, včetně environmentálních dopadů jednotlivých fází výroby ekologických a konvenčních loupaných brambor zobrazuje tabulka 15.

**Tabulka 15:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických (EKO) a konvenčních (KON) loupaných brambor při FU = 1 kg produktu

Dopadová kategorie	Zemědělství		Zpracování		Transport	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	3,50E-04	4,60E-04	1,70E-04	1,70E-04	1,10E-03	5,06E-05
Acidifikace	1,09E-03	7,70E-04	8,90E-05	8,90E-05	6,00E-04	2,94E-05
Eutrofizace	6,90E-04	5,60E-04	1,30E-04	1,30E-04	1,00E-04	6,43E-06
Globální oteplování	1,65E-01	1,63E-01	2,74E-02	2,74E-02	1,79E-01	8,04E-03
Úbytek stratosférického ozónu	7,90E-09	1,30E-08	5,10E-10	5,10E-10	2,70E-08	1,21E-09
Humánní toxicita	3,95E-02	3,63E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,51E-02	5,72E-04
Sladkovodní ekotoxicita	2,46E-02	7,77E-03	2,15E-02	2,15E-02	2,50E-03	1,11E-04
Mořská ekotoxicita	1,59E+01	1,57E+01	4,41E+01	4,41E+01	6,28E+00	2,71E-01
Suchozemská ekotoxicita	2,50E-03	9,40E-04	3,50E-05	3,50E-05	9,10E-05	4,33E-06
Vznik fotooxidantů	1,10E-05	1,50E-05	3,20E-06	3,20E-06	7,10E-05	6,24E-07

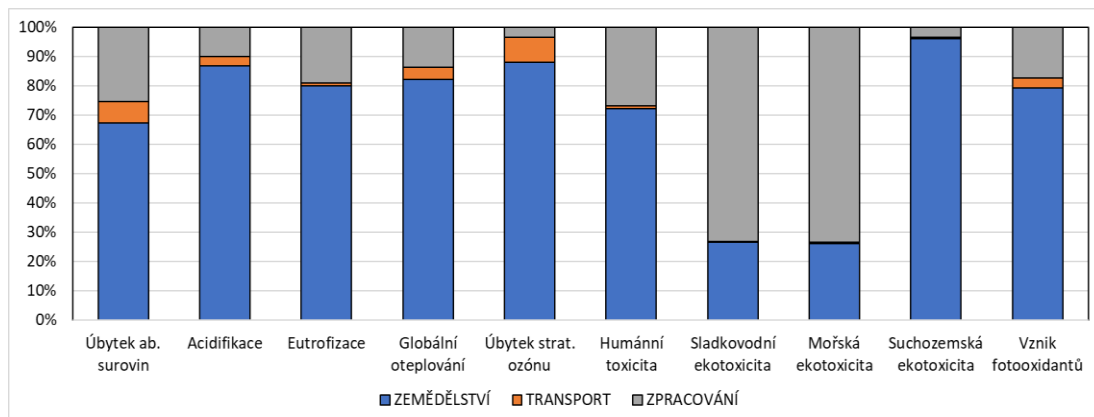
Ze srovnání jednoho kilogramu ekologických a konvenčních loupaných brambor (graf 28) je patrné, že konvenční varianta má nižší environmentální dopady ve všech deseti kategoriích a to v rozmezí od 9 do 78 %.

**Graf 28:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních loupaných brambor při FU = 1 kg



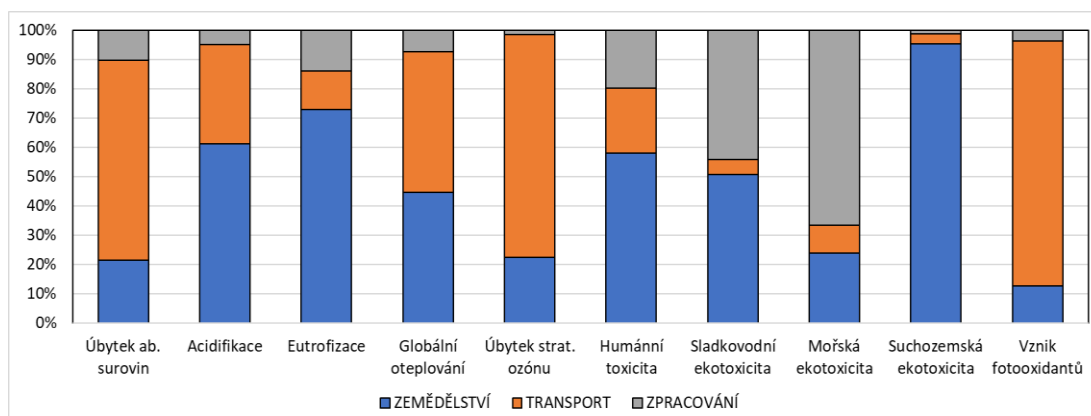
Podíl jednotlivých procesů (zemědělství, zpracování a transportu) na výsledném dopadu lze nalézt pro obě varianty v grafech 29 a 30.

**Graf 29:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčních loupaných brambor při FU = 1 kg



Z výsledků konvenční varianty (graf 29) je patrné, že nejdůležitějším procesem v osmi dopadových kategoriích je zemědělství, pouze v kategorii mořské a sladkovodní ekotoxicity je to zpracování. Transport způsobuje minimální environmentální dopady.

**Graf 30:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologických loupných brambor při FU = 1 kg



Rozdílné výsledky jsou pro ekologickou variantu (graf 30), kde transport způsobuje nejvyšší dopad ve čtyřech kategoriích. Zpracování nejvíce ovlivňuje stejně jako v konvenčním případě mořskou ekotoxicitu a výrazný vliv má i na ekotoxicitu sladkovodní. Ve zbylých pěti dopadových kategoriích je nejvyšší dopad zapříčiněn procesem zemědělství.

#### 5.1.10. Komparativní studie hranolků

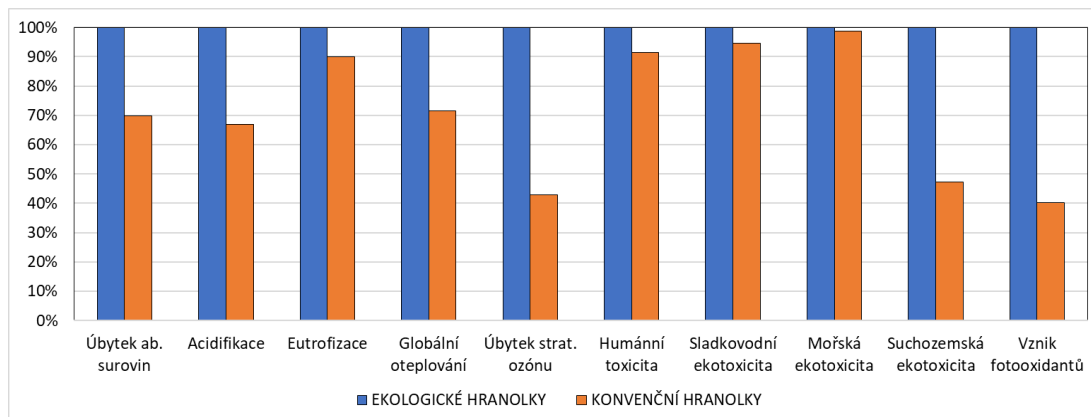
Podrobné výsledky porovnání produkce ekologických a konvenčních hranolků lze nalézt v tabulce 16.

**Tabulka 16:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických (EKO) a konvenčních (KON) hranolků při FU = 1 kg produktu

Dopadová kategorie	Zemědělství		Zpracování		Transport	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	1,00E-03	1,33E-03	8,04E-03	8,04E-03	4,94E-03	4,00E-04
Acidifikace	3,17E-03	2,25E-03	4,19E-03	4,19E-03	2,62E-03	2,30E-04
Eutrofizace	2,03E-03	1,63E-03	6,24E-03	6,24E-03	5,50E-04	4,93E-05
Globální oteplování	4,81E-01	4,74E-01	1,28E+00	1,28E+00	7,82E-01	6,36E-02
Úbytek stratosférického ozónu	2,30E-08	3,70E-08	2,40E-08	2,40E-08	1,20E-07	9,50E-09
Humánní toxicita	1,15E-01	1,06E-01	6,32E-01	6,32E-01	6,59E-02	4,70E-03
Sladkovodní ekotoxicita	7,18E-02	2,27E-02	1,00E+00	1,00E+00	1,11E-02	8,50E-04
Mořská ekotoxicita	4,62E+01	4,57E+01	2,06E+03	2,06E+03	2,75E+01	2,17E+00
Suchozemská ekotoxicita	7,29E-03	2,75E-03	1,62E-03	1,62E-03	4,00E-04	3,00E-05
Vznik fotooxidantů	3,20E-05	4,20E-05	1,50E-04	1,50E-04	3,10E-04	4,90E-06

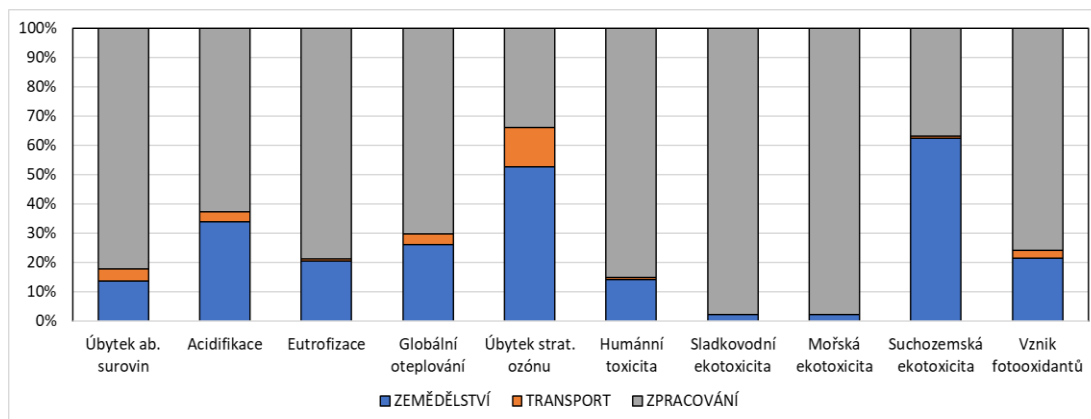
Z grafu 31, který porovnává ekologický a konvenční produkt vyplývá, že konvenční hranolky mají nižší dopad ve všech deseti kategoriích, a to v rozmezí od 1 do 60 %.

**Graf 31:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních hranolků při FU = 1 kg



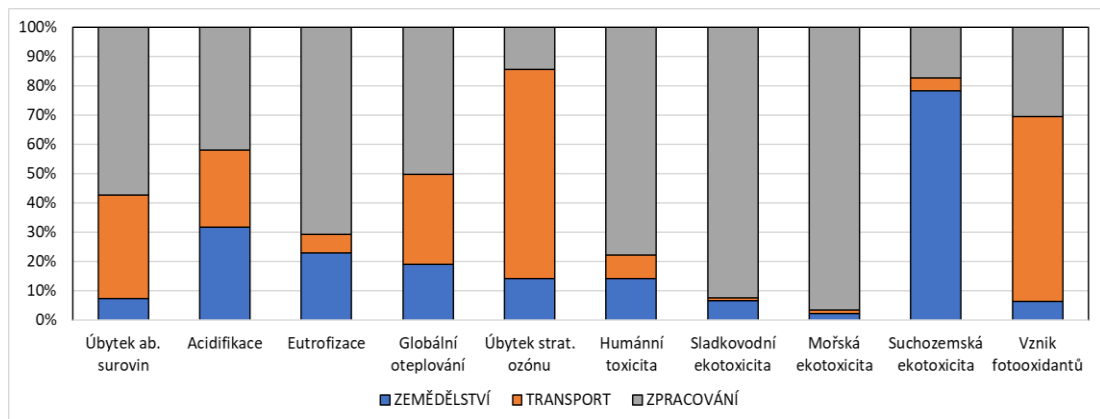
Grafy 32 a 33 znázorňují podíl jednotlivých procesů (zemědělství, zpracování a transportu) na výsledném dopadu.

**Graf 32:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčních hranolků při FU = 1 kg



Stejně jako u skupiny obilných produktů se vzrůstajícím stupněm zpracování se mění podíl jednotlivých procesů. Proces zemědělství v případě konvenčních hranolků (graf 32) tvoří nejvyšší podíl dopadu u dvou kategorií – úbytek stratosférického ozónu a suchozemská ekotoxicita. U všech ostatních je nejvyšší dopad tvořen procesem zpracování. Vliv transportu mimo kategorii úbytek ozónu, kde tvoří 14 %, je zanedbatelný.



**Graf 33:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologických hranolků při FU = 1 kg

Stejně tvrzení o transportu neplatí při vyhodnocení ekologické varianty (graf 33). V ní transport vytváří nejvyšší dopad v kategorii úbytek stratosférického ozónu a vznik fotooxidantů, přičemž v dalších třech kategoriích přispívá významnou zátěží. Proces zemědělství má nejvyšší dopad pouze v kategorii suchozemské ekotoxicity. U všech ostatních dominuje dopad způsobený zpracováním.

#### 5.1.11. Komparativní studie bramborové kaše

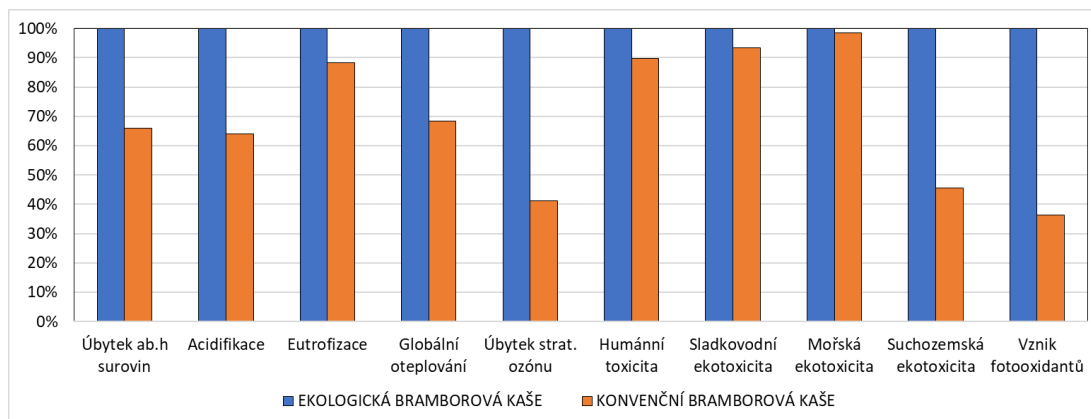
Tabulka 17 zobrazuje podrobné srovnání výroby ekologické a konvenční bramborové kaše.

**Tabulka 17:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) bramborové kaše při FU = 1 kg produktu

Dopadová kategorie	Zemědělství		Zpracování		Transport	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	2,00E-03	2,50E-03	1,22E-02	1,22E-02	9,30E-03	7,50E-04
Acidifikace	6,00E-03	4,30E-03	6,40E-03	6,40E-03	4,90E-03	4,30E-04
Eutrofizace	3,80E-03	3,10E-03	9,50E-03	9,50E-03	1,00E-03	9,32E-05
Globální oteplování	9,08E-01	8,95E-01	1,94E+00	1,94E+00	1,47E+00	1,20E-01
Úbytek stratosférického ozónu	4,30E-08	6,90E-08	3,60E-08	3,60E-08	2,20E-07	1,80E-08
Humánní toxicita	2,17E-01	2,00E-01	9,62E-01	9,62E-01	1,24E-01	8,87E-02
Sladkovodní ekotoxicita	1,35E-01	4,27E-02	1,53E+00	1,53E+00	2,09E-02	1,60E-03
Mořská ekotoxicita	8,72E+01	8,62E+01	3,13E+03	3,13E+03	5,18E+01	4,08E+00
Suchozemská ekotoxicita	1,37E-02	5,20E-03	2,47E-03	2,47E-03	7,50E-04	5,70E-05
Vznik fotooxidantů	5,90E-05	8,00E-05	2,20E-04	2,20E-04	5,80E-04	9,20E-06

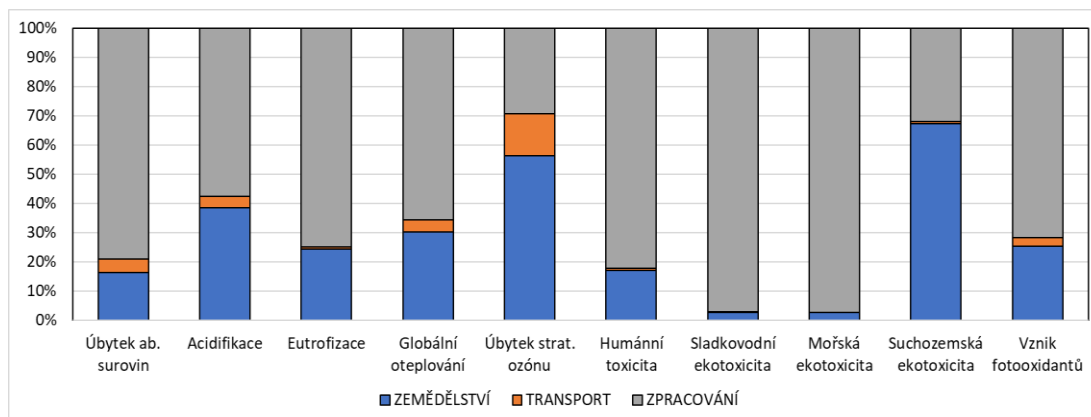
Ze srovnání jednoho kilogramu výroby ekologického a konvenčního produktu (graf 34) je patrné, že konvenční varianta způsobuje nižší environmentální dopad ve všech deseti kategoriích, a to v rozmezí od 1 do 64 %.

**Graf 34:** Srovnání environmentálních dopadů ekologické a konvenční bramborové kaše při FU = 1 kg



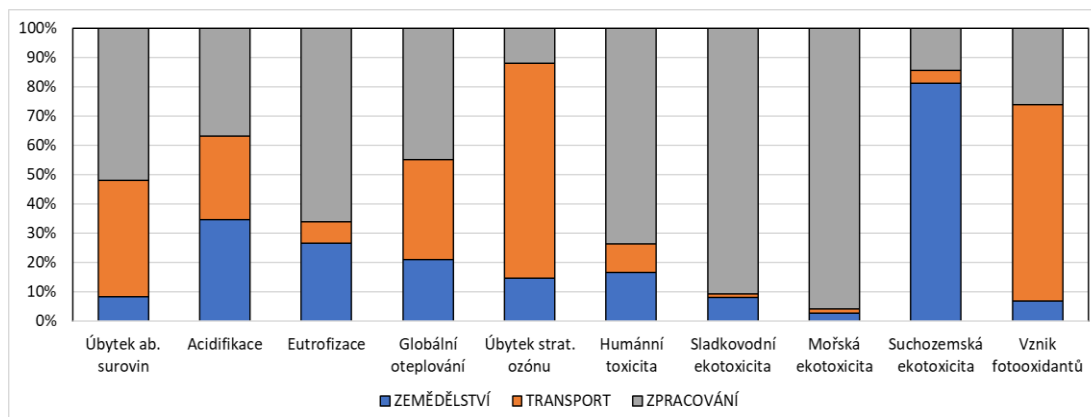
Podíl jednotlivých procesů (zemědělství, zpracování a transportu) na výsledném dopadu lze nalézt v grafu 35 pro konvenční kaši a v grafu 36 pro kaši ekologickou.

**Graf 35:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční bramborové kaše při FU = 1 kg



Při zhodnocení konvenční bramborové kaše (graf 35) jsou výsledky shodné, jako tomu bylo v případě hranolků. Proces zemědělství tvoří nejvyšší podíl dopadu u dvou kategorií – úbytku stratosférického ozónu a suchozemské ekotoxicity. U všech ostatních je nejvyšší dopad tvořen zpracováním. Vliv transportu je zanedbatelný, pouze v kategorii úbytek stratosférického ozónu jeho tvoří 15 % dopadu.

**Graf 36:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické bramborové kaše  
při FU = 1 kg



Ke stejným závěrům jako tomu bylo u ekologických hranolků lze dospět i u ekologické kaše (graf 36), kde transport tvoří nejvyšší dopad v kategorii úbytek stratosférického ozónu a vznik fotooxidantů, a v dalších třech kategoriích přispívá významnou zátěží. Proces zemědělství vytváří nejvyšší dopad pouze v kategorii suchozemské ekotoxicity. U všech ostatních dominují environmentální dopady způsobené zpracováním.

## Zelenina

V práci byly hodnoceny tři zemědělské plodiny – cibule, zelí a mrkev.

### 5.1.12. Komparativní studie cibule

Tabulka 18 vyobrazuje výsledky srovnání pěstování ekologické a konvenční cibule v relaci ke zvoleným funkčním jednotkám ha a kg.

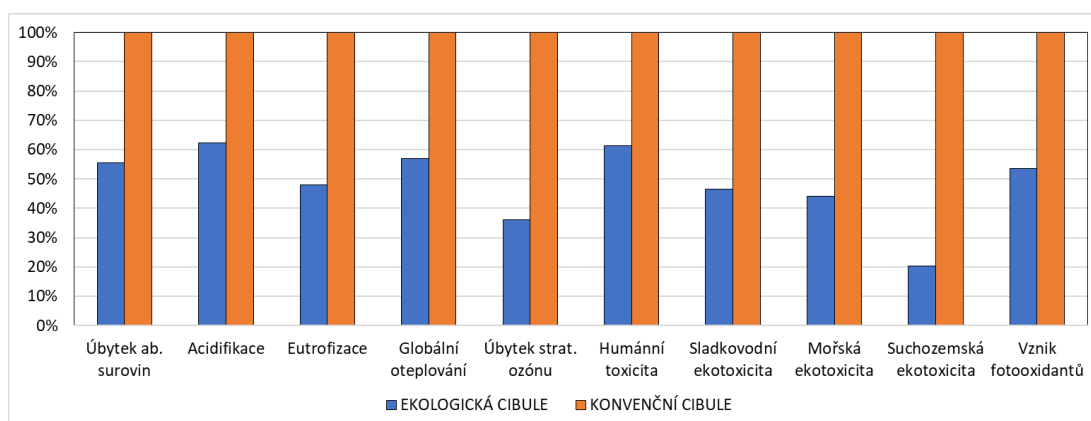
**Tabulka 18:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) cibule při plošné a produkční FU

Dopadová kategorie	FU = 1 kg		FU = 1 ha	
	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	5,26E-04	3,31E-04	4,21E+00	7,60E+00
Acidifikace	5,98E-04	3,35E-04	4,79E+00	7,70E+00
Eutrofizace	2,24E-04	1,62E-04	1,79E+00	3,73E+00
Globální oteplování	1,50E-01	9,17E-02	1,20E+03	2,11E+03
Úbytek stratosférického ozónu	9,83E-09	9,50E-09	7,87E-05	2,18E-04
Humánní toxicita	4,23E-02	2,40E-02	3,38E+02	5,52E+02
Sladkovodní ekotoxicita	9,79E-03	7,33E-03	7,83E+01	1,68E+02
Mořská ekotoxicita	1,97E+01	1,55E+01	1,57E+05	3,56E+05

Dopadová kategorie	FU = 1 kg		FU = 1 ha	
	EKO	KON	EKO	KON
Suchozemská ekotoxicita	2,71E-04	4,62E-04	2,17E+00	1,06E+01
Vznik fotooxidantů	1,40E-05	9,07E-06	1,12E-01	2,09E-01

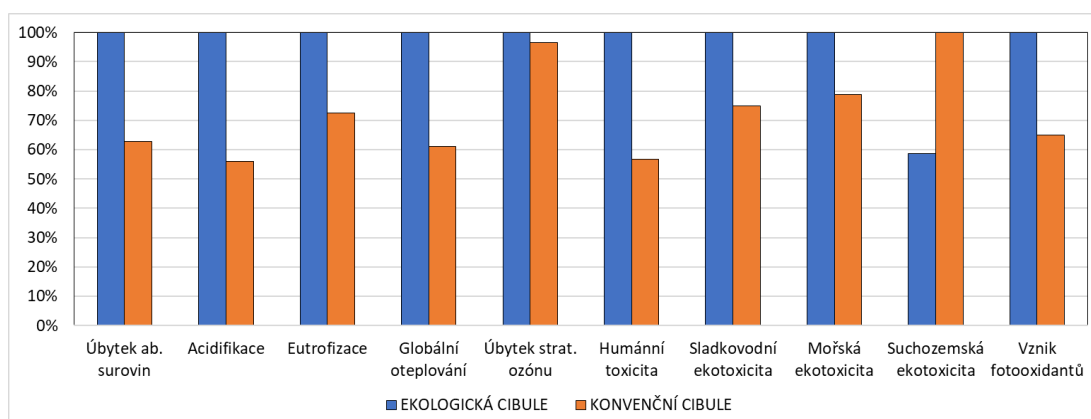
Je-li hodnocenou funkční jednotkou hektar (graf 37), pak lze pěstováním ekologické cibule docílit nižších environmentálních dopadů ve všech deseti kategoriích, přičemž u pěti z nich lze dosáhnout úspory více než 50%.

**Graf 37:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční cibule při FU = 1 ha

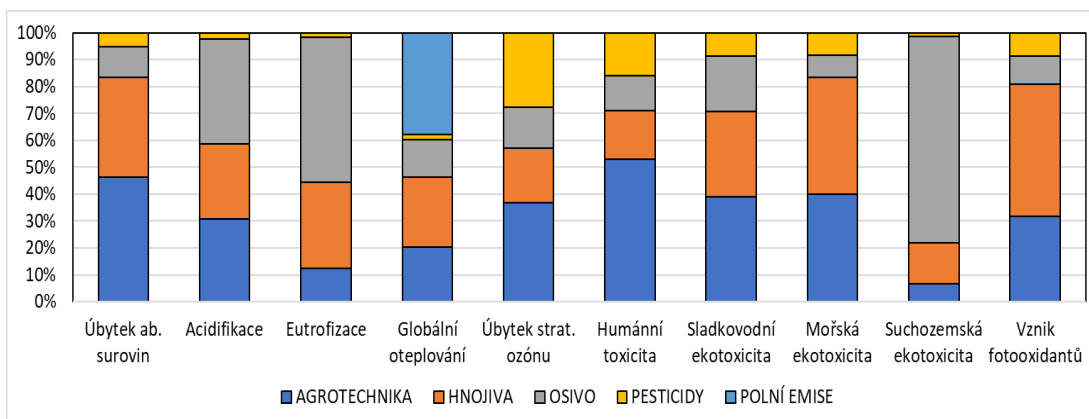


Při vztažení výsledků k funkční jednotce kilogramu produkce (graf 38) má ekologická cibule nižší dopady pouze v jedné kategorii, a to v suchozemské ekotoxicitě.

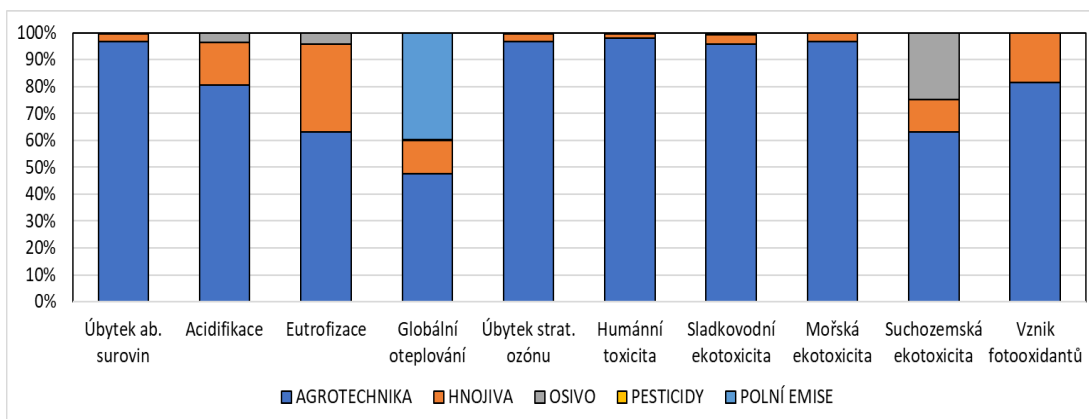
**Graf 38:** Srovnání environmentálních dopadů ekologické a konvenční cibule při FU = 1 kg



Grafy 39 a 40 znázorňují podíl environmentálního dopadu jednotlivých procesů (agrotechnických operací, hnojiv, osiva, pesticidů a polních emisí) na hodnocené kategorii.

**Graf 39:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční cibule při FU = 1 kg

U konvenčního způsobu produkce (graf 39) je třeba vyhodnotit výsledky dle jednotlivých dopadových kategorií. Proces agrotechnických operací způsobuje nejvyšší dopad v pěti kategoriích, proces hnojiv ve třech dopadových kategoriích. U zbylé kategorie suchozemské ekotoxicity tvoří nejvyšší dopad proces osiva a u kategorie úbytku stratosférického ozónu proces pesticidů.

**Graf 40:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické cibule při FU = 1 kg

Při vyhodnocování výsledků ekologické cibule (graf 40) jsou procesem představujícím největší dopad jednoznačně agrotechnické operace. Pouze v kategorii změna klimatu je vyšší dopad stejně jako u konvenční varianty tvořen hnojivem a s nimi souvisejícími polními emisemi.

### 5.1.13. Komparativní studie zelí

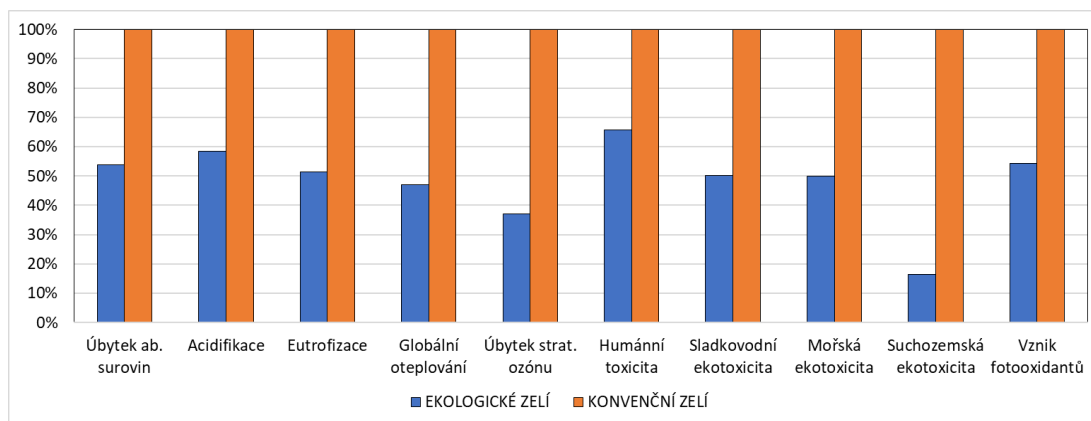
Výsledky porovnání pěstování ekologického a konvenčního zelí v relaci ke zvoleným funkčním jednotkám ha a kg se nachází v tabulce 19.

**Tabulka 19:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického (EKO) a konvenčního (KON) zelí při plošné a produkční FU

Dopadová kategorie	FU = 1 kg		FU = 1 ha	
	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek abiotických surovin	3,44E-04	1,60E-04	3,44E+00	6,39E+00
Acidifikace	4,21E-04	1,80E-04	4,21E+00	7,22E+00
Eutrofizace	1,70E-04	8,25E-05	1,70E+00	3,30E+00
Globální oteplování	1,29E-01	6,87E-02	1,29E+03	2,75E+03
Úbytek stratosférického ozónu	6,50E-09	4,40E-09	6,50E-05	1,76E-04
Humánní toxicita	2,71E-02	1,03E-02	2,71E+02	4,12E+02
Sladkovodní ekotoxicita	5,45E-03	2,72E-03	5,45E+01	1,09E+02
Mořská ekotoxicita	1,08E+01	5,41E+00	1,08E+05	2,17E+05
Suchozemská ekotoxicita	2,20E-04	3,36E-04	2,20E+00	1,34E+01
Vznik fotooxidantů	9,79E-06	4,50E-06	9,79E-02	1,80E-01

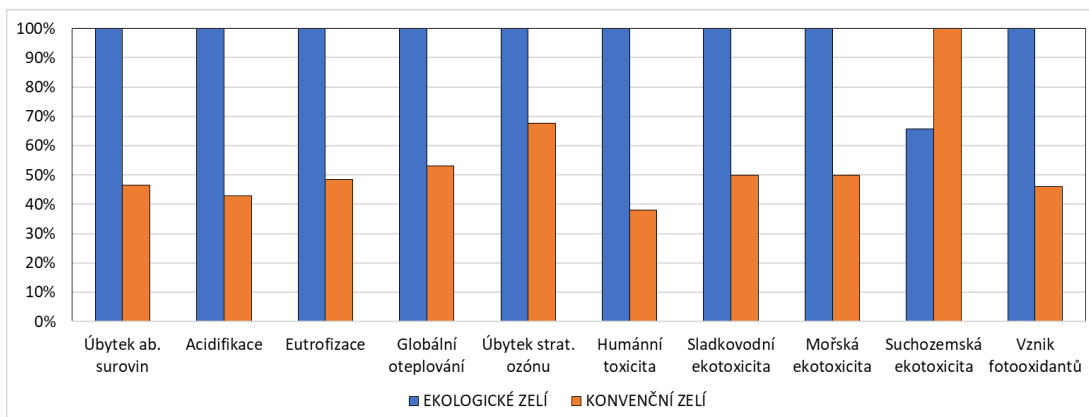
Při zvolení hektaru jako funkční jednotky (graf 41) lze dosáhnout pěstováním ekologické varianty nižších environmentálních dopadů ve všech deseti kategoriích, v pěti z nich lze dosáhnout více než poloviční úspory.

**Graf 41:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního zelí při FU = 1 ha



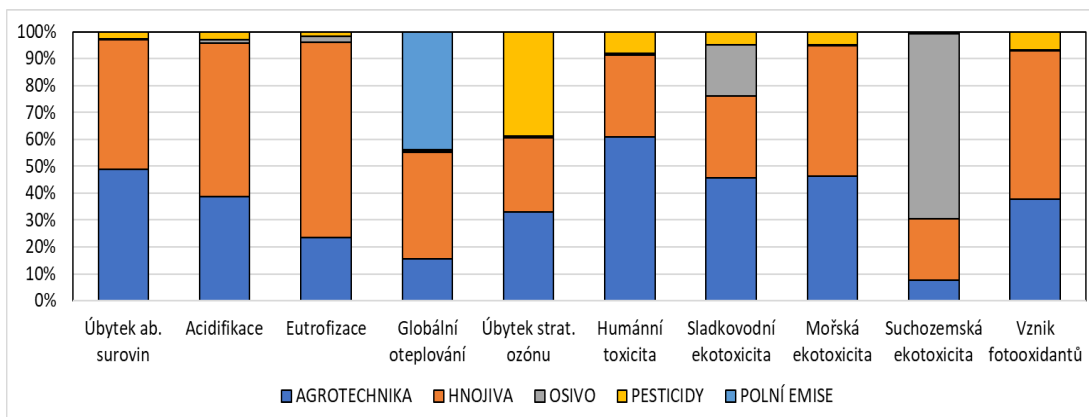
Při vztažení výsledků k funkční jednotce kilogramu produkce (graf 42) má ekologické zelí nižší environmentální dopad pouze v jedné kategorii, stejně jako v případě cibule se jedná o kategorii suchozemské ekotoxicity.

**Graf 42:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního zelí při FU = 1 kg

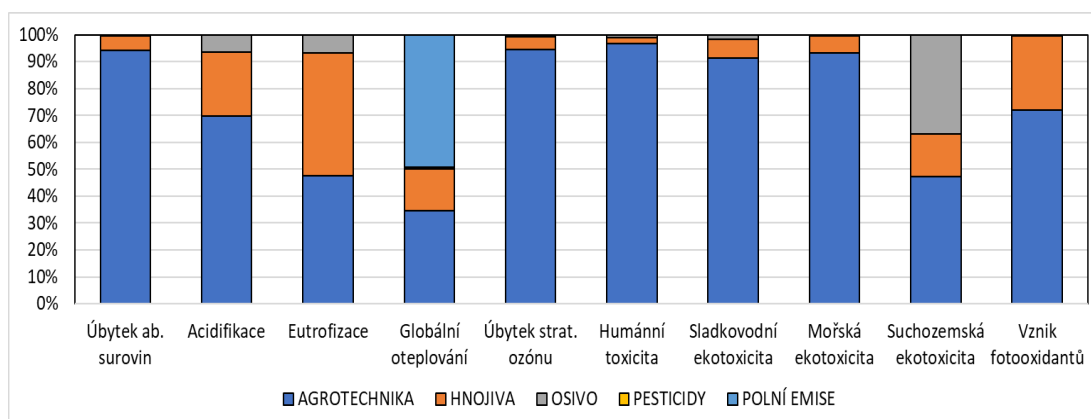


Podíl environmentálního dopadu jednotlivých procesů (agrotechnických operací, hnojiv, osiva, pesticidů a polních emisí) na hodnocené kategorii je vyobrazen v grafech 43 a 44.

**Graf 43:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčního zelí při FU = 1 kg



U konvenčního způsobu produkce (graf 43) lze nalézt obdobné výsledky jako je tomu v případě cibule. Agrotechnické operace způsobují největší dopad ve třech kategoriích, hnojiva ve čtyřech (při součtu se souvisejícími polními emisemi v pěti dopadových kategoriích). U kategorie úbytek ozónu představují nejvyšší dopad pesticidy a u suchozemské ekotoxicity osivo.

**Graf 44:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologického zelí při FU = 1 kg

Při vyhodnocování výsledků ekologického zelí (graf 44) jsou procesy představující největší environmentální dopad opět jednoznačně agrotechnické operace, s výjimkou dopadové kategorie změny klimatu, kde nejvyšší zátěž tvoří hnojiva a s nimi spjaté polní emise.

#### 5.1.14. Komparativní studie mrkve

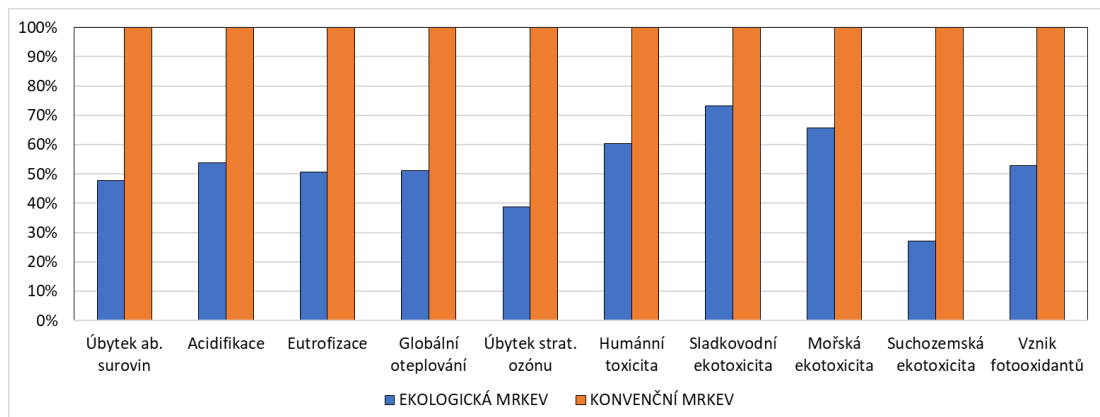
Tabulka 20 vyobrazuje výsledky srovnání pěstování ekologické a konvenční mrkve v relaci k plošné a produkční funkční jednotce.

**Tabulka 20:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) mrkve při plošné a produkční FU

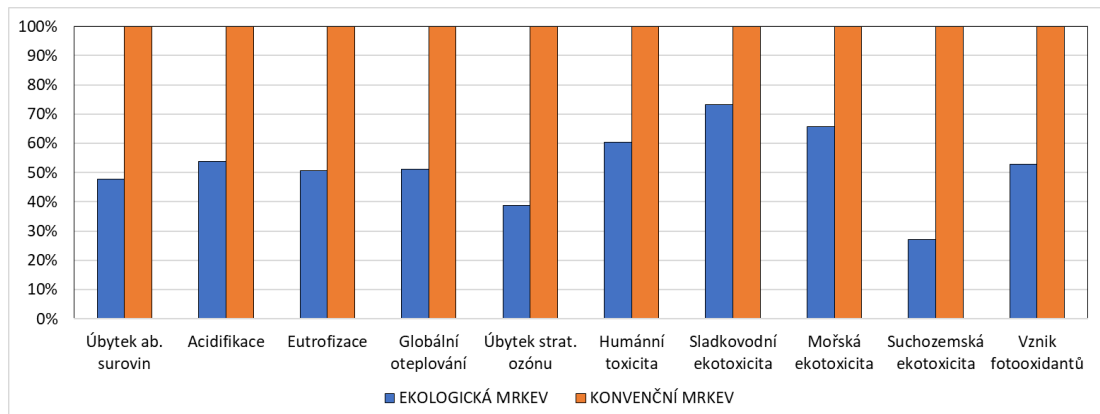
Dopadová kategorie	FU = 1 kg		FU = 1 ha	
	EKO	KON	EKO	KON
<b>Úbytek abiotických surovin</b>	1,73E-04	3,62E-04	5,18E+00	1,09E+01
<b>Acidifikace</b>	1,65E-04	3,06E-04	4,94E+00	9,19E+00
<b>Eutrofizace</b>	7,75E-05	1,53E-04	2,32E+00	4,59E+00
<b>Globální oteplování</b>	4,99E-02	9,78E-02	1,50E+03	2,94E+03
<b>Úbytek stratosférického ozónu</b>	2,59E-09	6,65E-09	7,75E-05	2,00E-04
<b>Humánní toxicita</b>	1,28E-02	2,12E-02	3,84E+02	6,36E+02
<b>Sladkovodní ekotoxicita</b>	5,66E-03	7,72E-03	1,70E+02	2,32E+02
<b>Mořská ekotoxicita</b>	1,14E+01	1,74E+01	3,43E+05	5,22E+05
<b>Suchozemská ekotoxicita</b>	7,71E-05	2,85E-04	2,31E+00	8,54E+00
<b>Vznik fotooxidantů</b>	4,65E-06	8,79E-06	1,39E-01	2,64E-01

Je-li hodnocenou funkční jednotkou hektar (graf 45), pak ekologická mrkev dosahuje nižších environmentálních dopadů ve všech deseti kategoriích.

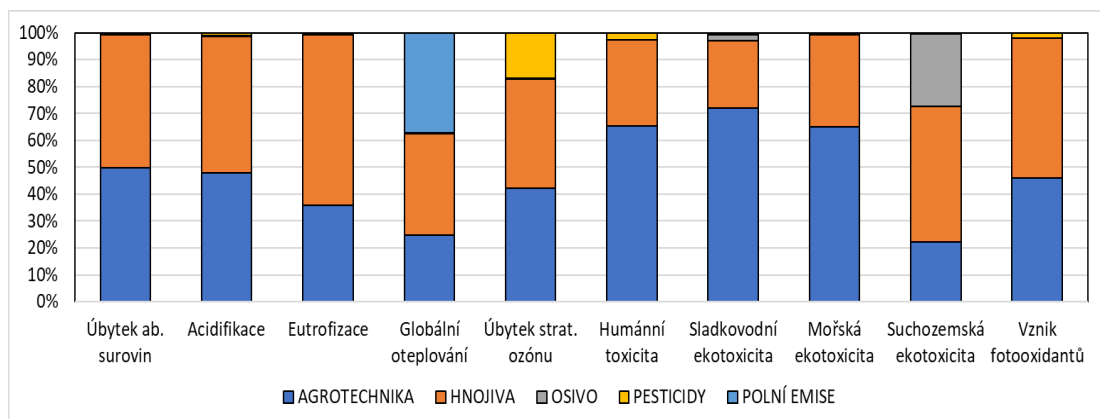


**Graf 45:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční mrkve při FU = 1 ha

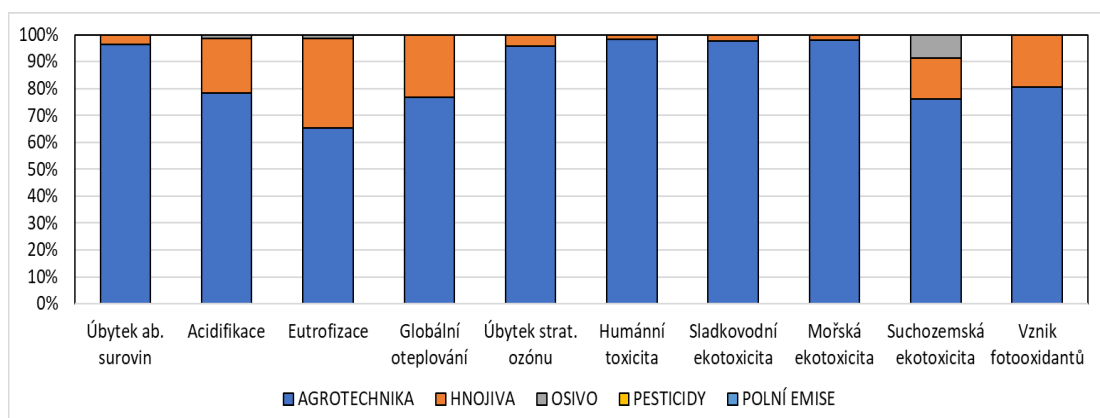
Při vztažení výsledků k funkční jednotce kilogramu produkce (graf 46) dosahuje ekologická mrkev nižších dopadů opět ve všech deseti kategoriích. Tento naprosto odlišný výsledek od ostatních zemědělských plodin, kde ekologické produkty při vztažení výsledků k produkční FU jednotce dosahovaly nižšího dopadu v malém počtu dopadových kategorií je daný výnosem ekologického produktu, který je v případě mrkve totožný s výnosem konvenčního produktu.

**Graf 46:** Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční mrkve při FU = 1 kg

Grafy 47 a 48 znázorňují podíl environmentálního dopadu jednotlivých procesů (agrotechnických operací, hnojiv, osiva, pesticidů a polních emisí) na hodnocené dopadové kategorii.

**Graf 47:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční mrkve při FU = 1 kg

U konvenčního způsobu produkce (graf 47) představují nejvyšší dopad zejména procesy hnojiv a agrotechnických operací, přičemž ve čtyřech kategoriích je jejich zátěž shodná.

**Graf 48:** Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické mrkve při FU = 1 kg

Při vyhodnocování výsledků ekologické mrkve (graf 48) stejně jako v případě předcházejících druhů ekologických zelenin nejvyšší dopad jednoznačně způsobují agrotechnické operace.

## 5.2. Souhrnné vyhodnocení komparativních studií

### 5.2.1. Systém zemědělské produkce

V rámci srovnání produkčního systému byly namodelovány komparativní studie šesti zemědělských plodin (žito, pšenice, brambory, cibule, zelí a mrkev). Následující část shrnuje nejdůležitější získané poznatky vzniklé na základě vyhodnocení výše uvedených produktů zemědělské rostlinné výroby. Z výsledků provedených studií jednotlivých plodin vyplynula tato významná zjištění:

#### **Při porovnání ekologického a konvenčního systému hospodaření volba funkční jednotky výrazně ovlivní výsledky**

Hlavním cílem komparativních studií je porovnat dva produkty se stejnou funkcí a určit, který z nich je environmentálně šetrnější. V případě porovnání různých zemědělských produkčních systémů jsou funkčními jednotkami nejčastěji voleny plocha (ha) a množství produkce (obvykle kg produkce).

Konstatování, že volba funkční jednotky může výrazně ovlivnit výsledky studie, potvrzují charakterizační hodnoty výsledků komparativních studií zemědělských plodin, které jsou uvedeny v tabulkách 7-8, 14 a 18-20.

Při zvolení plošné funkční jednotky – jednoho hektaru, má systém ekologického zemědělství nižší environmentální dopad v průměru v devíti z deseti dopadových kategorií, zatímco při zvolení funkční jednotky množství produkce – jednoho kilogramu, produkuje ekologické zemědělství menší environmentální dopad v průměru v pěti z deseti kategorií.

Získané hodnoty pro studie provedené při volbě funkční plošné jednotky jsou zobrazeny v tabulce 21. Zvýrazněná pole v jednotlivých kategoriích indikují úsporu environmentálního dopadu ekologického zemědělského systému. Hektar ekologické pšenice, žita, cibule, zelí a mrkve má nižší dopad, než jeden hektar jejich konvenčních variant ve všech deseti hodnocených kategoriích. Hektar ekologických brambor má nižší dopad v sedmi z deseti kategorií, přičemž u kategorie acidifikace jsou emise vyšší pouze o 8 %. U zbylých dvou sladkovodní a suchozemské toxicity je dopad ekologických brambor zhruba o polovinu vyšší než dopad brambor konvenčních.

**Tabulka 21:** Environmentální úspora a ztráta ekologického zemědělství ve srovnání s konvenční produkcí při zvolení FU = 1 ha

Dopadová kategorie	Pšenice	Žito	Brambory	Cibule	Zelí	Mrkev
Úbytek abiotických surovin	-66 %	-67 %	-40 %	-45 %	-46 %	-52 %
Acidifikace	-17 %	-31 %	8 %	-38 %	-42 %	-46 %
Eutrofizace	-21 %	-21 %	-4 %	-52 %	-49 %	-49 %
Globální oteplování	-38 %	-55 %	-22 %	-43 %	-53 %	-71 %
Úbytek stratosférického ozónu	-59 %	-73 %	-52 %	-64 %	-63 %	-61 %
Humánní toxicita	-57 %	-58 %	-16 %	-39 %	-34 %	-40 %
Sladkovodní ekotoxicita	-78 %	-81 %	59 %	-54 %	-50 %	-27 %
Mořská ekotoxicita	-89 %	-90 %	-22 %	-56 %	-50 %	-34 %
Suchozemská ekotoxicita	-39 %	-6 %	51 %	-80 %	-84 %	-73 %
Vznik fotooxidantů	-63 %	-65 %	-42 %	-46 %	-46 %	-47 %

Získané hodnoty pro studie provedené při volbě hmotnostní funkční jednotky jsou zobrazeny v tabulce 22, zvýrazněná pole v jednotlivých dopadových kategoriích opět značí úsporu environmentálního dopadu ekologického zemědělského systému. Výsledky se výrazně liší dle konkrétní plodiny. Například ekologické zelí a cibule prokazují nižší dopad pouze v jedné kategorii, a to v suchozemské ekotoxicitě. Naopak ekologická mrkev produkuje nižší dopad ve všech deseti kategoriích.

**Tabulka 22 :** Environmentální úspora a ztráta ekologického zemědělství ve srovnání s konvenční produkcí při zvolení FU = 1 kg

Dopadová kategorie	Pšenice	Žito	Brambory	Cibule	Zelí	Mrkev
Úbytek abiotických surovin	-38 %	-45 %	-23 %	37 %	53 %	-52 %
Acidifikace	33 %	14 %	29 %	44 %	57 %	-46 %
Eutrofizace	29 %	24 %	20 %	28 %	51 %	-49 %
Globální oteplování	11 %	-24 %	1 %	39 %	47%	-71 %
Úbytek stratosférického ozónu	-26 %	-55 %	-37 %	3 %	32 %	-61 %
Humánní toxicita	-23 %	-29 %	8 %	43 %	62 %	-40 %
Sladkovodní ekotoxicita	-60 %	-68 %	68 %	25 %	50 %	-27 %
Mořská ekotoxicita	-80 %	-83 %	1 %	21 %	50 %	-34 %
Suchozemská ekotoxicita	9 %	37 %	62 %	-41 %	-34 %	-73 %
Vznik fotooxidantů	-34 %	-41 %	-25 %	35 %	54 %	-47 %

Definice funkční jednotky představuje zásadní krok, zvláště při provádění komparativních studií různých produkčních systémů (Basset-Mens a Van Der Werf, 2005). Diskuze nad stanovením „vhodné“ funkční jednotky určené pro porovnání

systémů zemědělské produkce neustále pokračují. Někteří autoři se přiklání k jednotce plochy jako je hektar, např. De Koeijer et al. (2002) tvrdí, že použitím funkční jednotky vztažené k jednotce plochy lze vyjádřit únosnost environmentální zátěže prostředí. Jiní autoři, např. Brentrup (2003), preferují vztažení funkční jednotky k výnosovým charakteristikám. Nejuniverzálnějším řešením se jeví dle Roy et al. (2009) použití obou způsobů výpočtů environmentálního dopadu, jak na jednotku plochy, tak na jednotku produkce. S tímto postupem souhlasí řada dalších autorů (Van Huylbroek et al., 2009a; Schau et al., 2008). Novější kritika ukazuje na problematiku toho, že tyto dvě funkční jednotky nepostihují kvalitu produktu, která může hrát klíčovou roli v definici funkce produktu, příkladem mohou být např. druhy jakostního vína (Notarnicola et al., 2015).

Při zvolení funkční jednotky vztažené k ploše vykazuje systém ekologické produkce nižší dopad. Ovšem při vztažení výsledků k jednotce produkce se tento rozdíl výrazně sníží (Brandt a Svendsen, 2011), či výsledky vyjdou protichůdně (Van Huylbroek et al., 2009b).

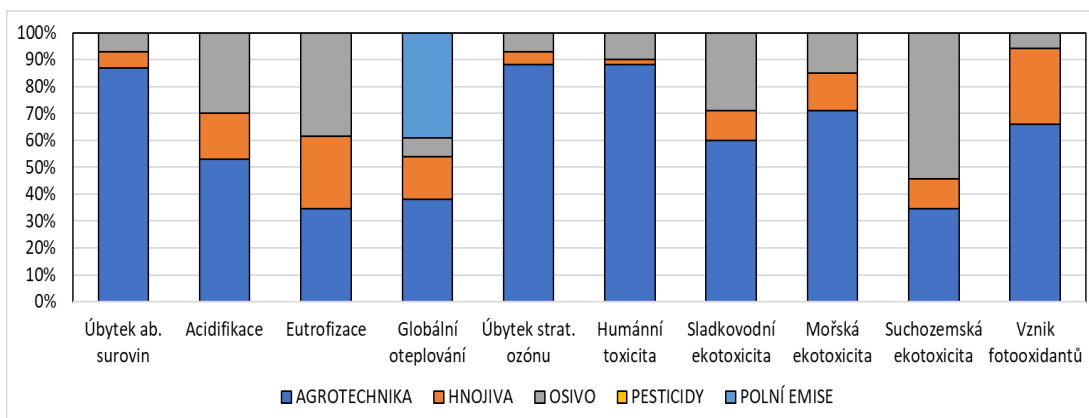
Možností podpory snížení environmentálních dopadů ekologického zemědělství je zvýšení jeho výnosů při zachování stejného množství dosavadních vstupů (Cederberg a Mattson, 2000; Charles et al., 2006). Cestu jak toho dosáhnout uvádí Brentrup (2003) použitím vyváženějšího osevního postupu či efektivnější aplikací a využitím hnojiv. Dalším způsobem je správný výběr odrůd a genetické šlechtitelství (Burger et al., 2008; Löschenberger et al., 2008). Problémem šlechtitelství však může být ztráta kvalitativní jakosti produktů na úkor zvyšujícího se výnosu. V tomto případě se opět dostáváme na otázky volby „správné“ funkční jednotky, která by v sobě obsáhla i kvalitativní znaky, jak navrhuje Notarnicola et al. (2015).

Závěrem lze k volbě funkční jednotky dodat dvě doporučení. Je vhodné zvolit více funkčních jednotek, které zajistí větší porovnatelnost studie a vytvoří lepší povědomí o udržitelnosti jednotlivých produkčních systémů. Mimo to Charles et al. (2006) a Roer et al. (2012) doporučují ověřit volbu funkční jednotky pomocí citlivostní analýzy.

## Procesem ekologického zemědělství s největším dopadem na většinu kategorií jsou agrotechnické operace

System ekologického zemědělství je pevně vymezen zákonem č. 242/2000 Sb., který zakazuje využívání minerálních hnojiv a omezuje použití pesticidů stanovením povolených látek. Z toho plyne vyšší potřeba mechanických agrotechnických zákroků (Moudrý, 2014). Tento fakt se odráží ve výsledcích environmentálního dopadu ekologického hospodaření, kde agrotechnické operace mají nejvyšší dopad téměř ve všech kategoriích, jak ukazuje graf 49.

**Graf 49:** Procentuální vliv dopadu jednotlivých procesů v ekologickém zemědělství



Vliv agrotechniky se značně projevuje u kategorie úbytek abiotických surovin (87 %), kde hlavní roli hraje spotřeba pohonných hmot a energie. Dalšími výrazně ovlivněnými kategoriemi jsou úbytek stratosférického ozónu a humánní toxicita, v kterých proces agrotechnických operací představuje 88 % environmentálního dopadu.

Z obecného hlediska lze agrotechnické operace rozdělit na ty, které ke svému provozu potřebují pohonné hmoty (v zemědělství se jedná o naftu) a na ty, které potřebují elektrickou energii či zemní plyn. V hodnocených studiích se potřeba zemního plynu (např. pro vytápění skleníků) nevyskytla. Elektrickou energii potřebují k svému provozu posklizňové linky zemědělských surovin a zavlažovací systémy. O těch je více uvedeno v dalším významném zjištění. Z běžných polních operací se spotřebou pohonných hmot, tvoří zátěžové místo (a tím i místo k zlepšení environmentálního profilu produktu) orba. Jednou z jevících se možností

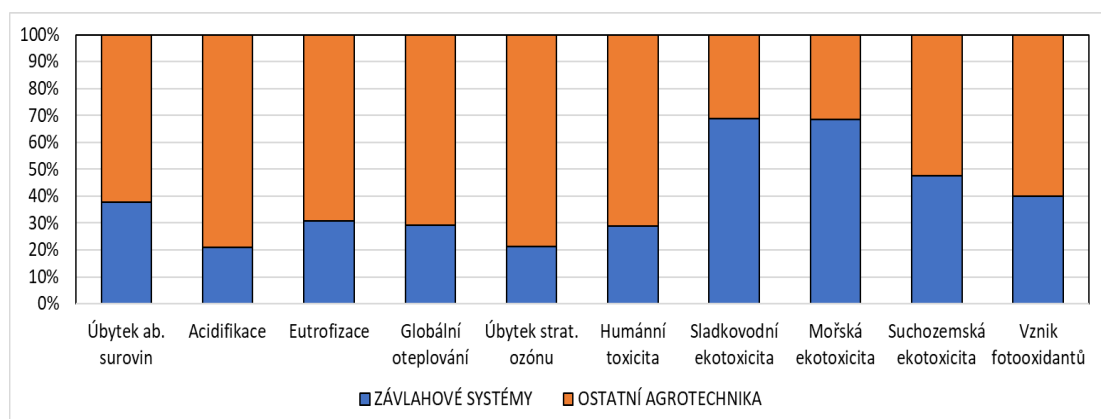
optimalizace představují minimalizační technologie. Ke stejnému závěru dospěli Dorninger a Freyer (2008) , stejně jako Lal (2004).

Minimalizační technologie tvoří alternativu energeticky náročným operacím a využívají mělkého zpracování půdy např. kypřením, či aplikují výsev do povrchově zpracované či nijak nezpracované půdy. Jejich využití se s čím dál většími úspěchy aplikuje i v systému ekologického zemědělství (Berner at al., 2008; Teasdale et al., 2007).

### **Závlahový systém má v rámci agrotechnických operací nejvyšší dopad ve všech kategoriích, a to jak v konvenčním, tak ekologickém způsobu zemědělské produkce**

Se závlahovými systémy se lze v českém zemědělství setkat při pěstování ovoce, zeleniny a při skleníkové produkci plodin. V případě provedených studií se jedná o pěstování zeleniny. Zelenina ke svému růstu potřebuje velké množství vláhy, které přirozené klimatické podmínky zajistit nemohou. Velká spotřeba elektrické energie závlahovými systémy způsobuje, že agrotechnická operace zavlažování má nejvyšší procentuální dopad ve všech posuzovaných kategoriích bez ohledu na produkční systém. Procentuální podíl dopadu v jednotlivých kategoriích je zobrazen v grafu 50.

**Graf 50:** Procentuální vliv dopadu závlahových systémů ve skupině agrotechnických operací



Téměř 70 % dopadu agrotechnických operací tvoří závlahový systém v kategorii sladkovodní a mořské ekotoxicity, 50 % v kategorii suchozemské ekotoxicity a 40 % v kategorii vznik fotooxidantů. U ostatních kategorií je jejich

dopad okolo 30 %. Emisní zátěž elektrické energie začíná již u samotné těžby nerostných surovin, pokračuje přes výrobu elektrické energie a spočívá i v emisích z intenzivní dopravy materiálů. Kolem 50 % elektrické energie je v České republice vyráběno spalováním hnědého a černého uhlí, 36 % pomocí jaderných elektráren a 9 % pochází z obnovitelných zdrojů energie (Energostat, 2016). Problematickým místem zůstává poměrně značný podíl elektřiny vyráběné z hnědého uhlí. To způsobuje vysoké environmentální dopady výroby a následného použití 1 kWh. Například v porovnání s Rakouskem, kde 78 % elektřiny vytváří obnovitelné zdroje, především vodní elektrárny (IEA, 2017), je dopad jedné „české“ kWh v rozmezí dvou až pětinasobné velikosti v závislosti na konkrétní kategorii (údaje z databáze Ecoinvent vyhodnocené CML metodou). Chceme-li hledat možnosti environmentálního dopadu závlahových systémů, je třeba se zaměřit na vývoj šetrnějších technologií a na koncepční řešení energetické politiky České republiky směřující k udržitelným typům její výroby.

Dalším plošným problémem, který je spjat se závlahami jsou zejména v posledních letech extrémní výkyvy počasí, kdy je třeba uměle dodat vysoké množství vody při pěstování plodin ve velmi teplém počasí. Tyto extrémy jsou spjaté zejména s problematikou změny klimatu. Diskuze, do jaké míry je jev způsoben antropogenními a přirozenými vlivy a zejména pak, jaké dopady budou tyto změny mít do budoucna stále trvají. Za zmínku stojí zajímavá teorie „nová vodní paradigma“, která z extrémních výkyvů počasí neviní jen skleníkové plyny, ale hlavně neuvážené zásahy člověka do krajiny, jejího hydrologického režimu a zejména narušení malého vodního cyklu (Kravčík, 2007). Proto dalším koncepčním řešením by mělo být zachování a obnova vodního cyklu.

Tato dvě navrhovaná opatření, stejně jako technologický posun při výrobě zavlažovacích zařízení jsou mimo rámec možností jak zemědělců, tak běžných konečných spotřebitelů, nicméně mohou se stát vodítkem pro politiky a ukazují nutnost holistického řešení všech environmentálních problémů.

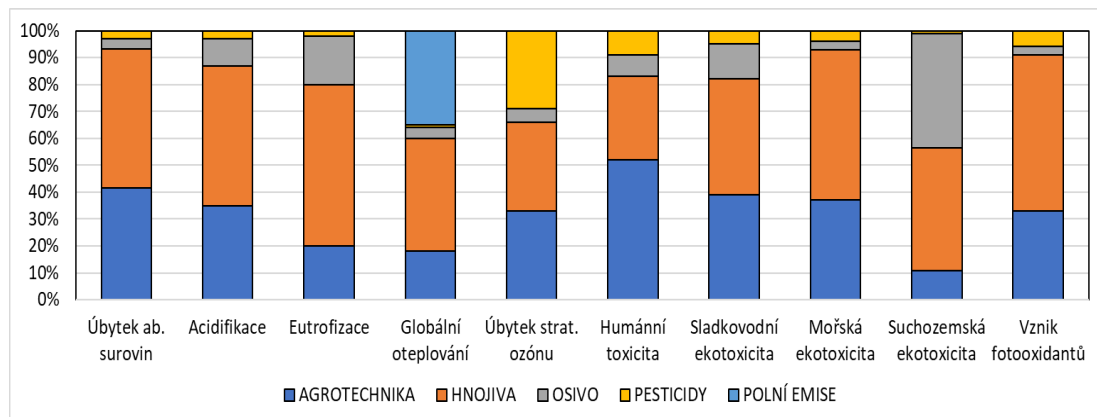
### **Procesem konvenčního zemědělství s největším dopadem na většinu kategorií jsou syntetická hnojiva**

Konvenční zemědělství je spojeno s intenzivní výrobou, která je silně závislá na vnějších vstupech, zejména pak na minerálních hnojivech (Niggli et al., 2011).



Procentuální podíl environmentálního dopadu hnojiv v jednotlivých kategoriích je znázorněn pomocí grafu 51.

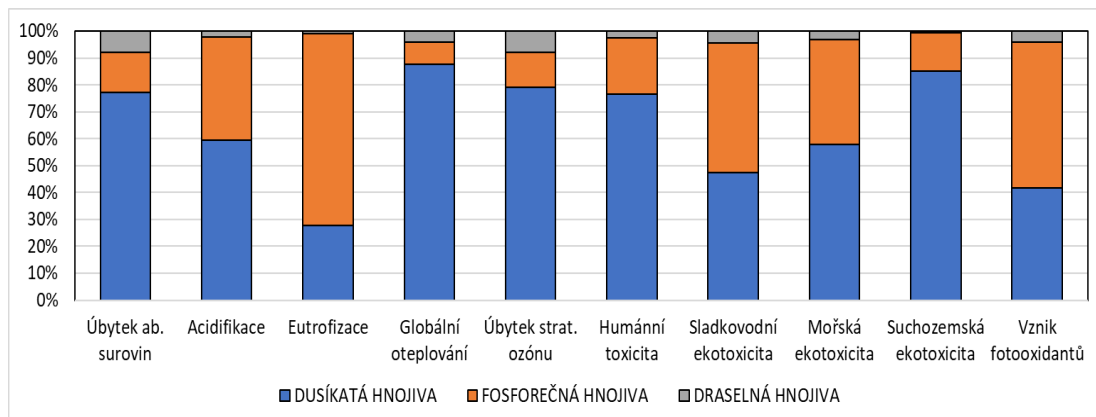
**Graf 51:** Procentuální vliv dopadu jednotlivých procesů v konvenčním zemědělství



Pouze ve třech kategoriích tvoří hnojiva nadpoloviční většinu, jsou to: úbytek stratosférického ozónu, humánní a sladkovodní ekotoxicita. Naopak nejvíce zasaženou dopadovou kategorií je bezesporu globální oteplování, ač proces hnojiva tvoří na celku jen 44 %, je nutné k němu započíst přímý související proces polních emisí, který je spočítán na základě emisí oxidu dusného uvolněných po aplikaci dusíkatých hnojiv. Společně tyto dva procesy tvoří 77 % dopadů celé kategorie. Významnost podílu polních emisí potvrdily i LCA studie Tokudy a Hayatsu (2004), Moriho et al. (2005) a Zou et al. (2005). Více o dusíkatých hnojivech je uvedeno v následujícím významném zjištění.

### **V rámci procesu hnojiv mají nejvyšší environmentální dopad dusíkatá hnojiva**

Z předchozího zjištění byla hnojiva identifikována jako hlavní emisní zdroj konvenčního zemědělství. Podíl jednotlivých hnojiv na environmentální dopadu je znázorněn v grafu 52. Pouze v kategorii eutrofizace mají výraznější vliv fosforečná hnojiva, v dalších dvou kategoriích vznik fotooxidantů a sladkovodní ekotoxicita je podíl fosforečných a dusíkatých hnojiv totožný. U ostatních výrazně dominuje podíl dusíkatých hnojiv. Nejpatrnější a nejdiskutovanější je otázka kategorie globálního oteplování, kde podíl dusíkatých hnojiv tvoří 88 %.

**Graf 52:** Procentuální vliv dopadu jednotlivých hnojiv v systému konvenčního zemědělství

Z tohoto důvodu nástrojem pro redukci emisí skleníkových plynů ze zemědělské rostlinné výroby bývá navrhováno právě snižování dávek dusíkatých hnojiv (Smith et al., 2008). Snižování dávek syntetického dusíku přináší mimo environmentálního efektu i značné ekonomické úspory, což by mohlo pro zemědělce představovat motivaci k správnému hospodaření s dusíkem, včetně využití recyklačních technik, představujících uzavřený cyklus N v zemědělském podniku (Stolze et al., 2000). Správný management jako prostředek vedoucí ke zvýšení efektivity hnojení dusíkatým hnojivem uvádí i Niggli et al. (2011). Podle Kramese et al. (2006) je potenciál dusíku, který je přístupný pomocí recyklace a fixace mnohem vyšší, než ten který představuje dusík synteticky produkováný.

### Hypotéza systému zemědělské produkce

K systému zemědělské produkce se ze tří stanovených hypotéz váže hypotéza 1, která byla určena takto: Ekologické zemědělství je environmentálně šetrnější než konvenční zemědělství.

Takto obecně definovanou hypotézu lze za podmínek a předpokladů stanovených ve studii disertační práce jednoznačně vyvrátit porovnáváme-li produkční systémy při stanovení funkční jednotky kilogramu. V tabulce 22 lze nalézt u pšenice čtyři, u žita tři, u brambor sedm a u cibule a zelí devět dopadových kategorií, kde ekologická produkce těchto plodin způsobuje vyšší environmentální dopady než produkce jejich konvenčních variant. Důvodem jsou převážně nižší hektarové výnosy z plochy v ekologickém zemědělství. Při stanovení funkční jednotky jednoho hektaru, všeobecně dosahuje ekologický systém menších environmentálních dopadů, u většiny zkoumaných plodin. V souboru námi

sledovaných plodin jsou však výjimkou ekologicky pěstované brambory, které mají větší environmentální dopad ve třech kategoriích (viz tabulka 21), z tohoto důvodu lze hypotézu vyvrátit i při stanovení funkční jednotky hektaru.

### 5.2.2. Systém zpracování

Zpracování tvoří druhou fázi modelovaných životních cyklů produktů. Při realizaci studií se vycházelo z předpokladu, že technologie zpracování potravin je totožná, jak pro ekologické, tak pro konvenční produkty, a vzniklé dopady ze zpracování jsou v obou produkčních systémech shodné.

Množství environmentálních dopadů z výroby potravin je logicky přímo úměrné s množstvím spotřebované energie nutné ke zpracování produktu. Důležitější otázkou ovšem je, jaký podíl představuje zpracování v modelovaném životním cyklu produktů. Odpověď na tuto otázku lze najít v tabulce 23 pro obilné výrobky a v tabulce 24 pro výrobky bramborové. Zvýrazněné hodnoty indikují nadpoloviční dopad v rámci celého cyklu.

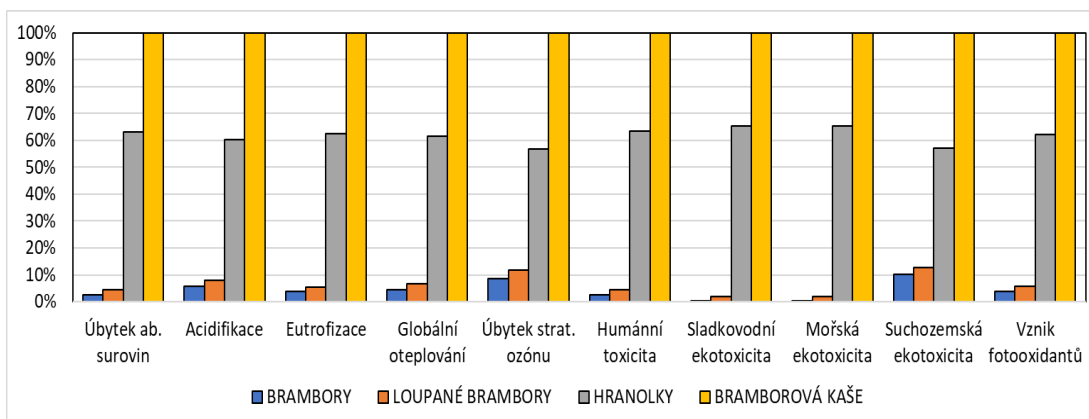
**Tabulka 23:** Procentuální podíl environmentálního dopadu ze zpracovatelské fáze v životním cyklu ekologických (EKO) a konvenčních (KON) obilných potravin

Dopadová kategorie	Pše. mouka		Žitná mouka		Chléb		Rohlík		Těstoviny	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek ab. surovin	17%	24%	29%	23%	20%	17%	24%	29%	23%	20%
Acidifikace	6%	11%	10%	11%	15%	6%	11%	10%	11%	15%
Eutrofizace	14%	20%	19%	24%	3%	14%	20%	19%	24%	3%
Globální oteplování	9%	12%	14%	12%	17%	9%	12%	14%	12%	17%
Úbytek strat. ozónu	3%	4%	5%	3%	55%	3%	4%	5%	3%	55%
Humánní toxicita	28%	27%	33%	27%	4%	28%	27%	33%	27%	4%
Sladkovodní ekotoxicita	85%	76%	91%	79%	0%	85%	76%	91%	79%	0%
Mořská ekotoxicita	88%	76%	93%	73%	1%	88%	76%	93%	73%	1%
Suchozemská ekotox.a	7%	8%	5%	7%	6%	7%	8%	5%	7%	6%
Vznik fotooxidantů	7%	15%	23%	17%	43%	7%	15%	23%	17%	43%

**Tabulka 24:** Procentuální podíl environmentálního dopadu ze zpracovatelské fáze v životním cyklu ekologických (EKO) a konvenčních (KON) bramborových potravin

Dopadová kategorie	Loupané brambory		Bramborová kaše		Hranolky	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek ab. surovin	10%	25%	52%	79%	57%	82%
Acidifikace	5%	10%	37%	58%	42%	63%
Eutrofizace	14%	19%	66%	75%	71%	79%
Globální oteplování	7%	14%	45%	66%	50%	70%
Úbytek strat. ozónu	1%	4%	12%	29%	15%	34%
Humánní toxicita	20%	27%	74%	82%	78%	85%
Sladkovodní ekotoxicita	44%	73%	91%	97%	92%	98%
Mořská ekotoxicita	67%	73%	96%	97%	97%	98%
Suchozemská ekotox.a	1%	4%	15%	32%	17%	37%
Vznik fotooxidantů	4%	17%	26%	72%	30%	76%

Zpracování produktů představuje jedno z významných hotspot v životním cyklu potravin. Patří spolu s transportem k postfaremním fázím rostlinné výroby, jejichž emisní náročnost vyzdvihuje Sonesson et al. (2009). Pro snížení environmentálního dopadu je nutné používat nezpracované a čerstvé potraviny v co nejvyšší míře. Jako příklad zde lze uvést bramborovou přílohu k hlavnímu jídlu, kde se nabízejí možnosti konzumace nezpracovaných brambor, průmyslově loupaných brambor, mražených hranolků a bramborové kaše. Srovnání environmentálních dopadů běžné velikosti přílohové porce vyrobené z konvenčních surovin je uvedeno v grafu 53.

**Graf 53:** Srovnání environmentálních dopadů jedné porce bramborové přílohy

Absence polotvarů představuje i další užžitnou hodnotu ve vynechání zbytečných transportních vzdáleností od výrobců a obchodníků.

Ke zpracování je třeba přidat důležitou poznámku. Výchozí předpoklad stejných technologií produkce ekologických a konvenčních produktů není v realitě často dosažitelný. Maloobjemové zpracování typické u biopotravin bývá na jednotku produktu více energeticky náročnější a tím pádem způsobuje vyšší dopady. Tento fakt ukázal ve své práci Moudrý et al. (2013) na příkladu emisí skleníkových plynů konkrétních případových studií konvenčního a ekologického chleba, kdy daleko vyššími dopady ze zpracování biochleba byl zcela eliminován pozitivní efekt předchozího ekologického způsobu zemědělské produkce pšenice a žita. Obdobných výsledků dosáhl i Braschkat et al. (2004), z jehož výsledků vyšla třikrát vyšší energetická náročnost zpracování ekologického chleba právě díky jeho maloobjemové technologii v porovnání s konvenční velkovýrobou. Stejný autor ukázal i patrné rozdíly mezi technologií zpracování konvenčních produktů a to v porovnání výroby domácího chleba s velkokapacitní průmyslovou výrobou, s konstatováním vyšších dopadů domácí výroby.

### Hypotéza systému zpracování

K systému zpracování se ze tří stanovených hypotéz váže hypotéza 3, která byla určena takto: Nezpracované potraviny jsou environmentálně šetrnější než potraviny zpracované.

Tuto hypotézu nelze za podmínek a předpokladů stanovených ve studiích disertační práce vyvrátit. V grafu 53 je porovnána jako zástupce nezpracovaných produktů jedna přílohová porce (200 g) surových brambor se stejnou velikostí porce

jejich zpracovaných variant – loupaných brambor, hranolků a bramborové kaše. S energetickou náročností zpracování a rostoucí potřebou vstupních surovin (např. na výrobu 1 kg hranolků je třeba 3,3 kg surových brambor) roste environmentální dopad zpracovaných produktů.

### 5.2.3. Systém transportu

Transport je obvykle důležitou částí při posuzování životního cyklu potravin. Jeho význam a dopad roste zejména díky globalizačním tendencím (Knudsen et al., 2006). Často se vyjadřuje pomocí “food miles”, v kterých jsou shrnuty všechny logistické trasy produktu mezi zemědělci, výrobci a konzumenty (Coley et al., 2009). V hodnocených cyklech byl transport hodnocen pomocí jednotky tunokilometru (tkm), který vyjadřuje přepravu jedné tuny nákladu na vzdálenost jednoho kilometru. Veškerý modelovaný transport byl realizován za pomoci automobilové nákladní dopravy.

Nejvyšší dopady pochopitelně produkuje potravin, která je transportována na nejdelší vzdálenost, v případě studií se jedná o ekologickou bramborovou kaši. Z hlediska modelovaného životního cyklu produktů, i zde bylo nutné zodpovědět, nakolik ovlivňuje transport dopady životního cyklu potravin. Tabulka 25 uvádí procentuální podíl na celém modelovaném cyklu obilných produktů, v tabulce 26 se nachází výsledky pro bramborové produkty. Zvýrazněná pole indikují nadpoloviční environmentální dopad.

**Tabulka 25:** Procentuální podíl environmentálního dopadu z transportu v životním cyklu ekologických (EKO) a konvenčních (KON) obilných potravin

Dopadová kategorie	Pš. mouka		Žitná mouka		Chléb		Rohlík		Těstoviny	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek ab. surovin	51%	6%	21%	6%	73%	84%	50%	69%	26%	35%
Acidifikace	19%	3%	7%	3%	53%	69%	30%	48%	11%	19%
Eutrofizace	6%	1%	2%	1%	76%	83%	50%	65%	25%	33%
Globální oteplování	26%	3%	10%	3%	60%	71%	36%	51%	15%	21%
Úbytek strat. ozónu	61%	8%	28%	6%	25%	41%	11%	25%	4%	7%
Humánní toxicita	14%	3%	4%	1%	86%	87%	71%	73%	43%	42%
Sladkovodní ekotoxicita	5%	2%	1%	0%	99%	98%	97%	96%	91%	86%
Mořská ekotoxicita	6%	2%	1%	0%	99%	98%	97%	95%	93%	83%
Suchozemská ekotox.a	8%	3%	2%	1%	51%	60%	33%	39%	12%	14%
Vznik fotooxidantů	69%	3%	11%	3%	48%	77%	25%	57%	12%	26%

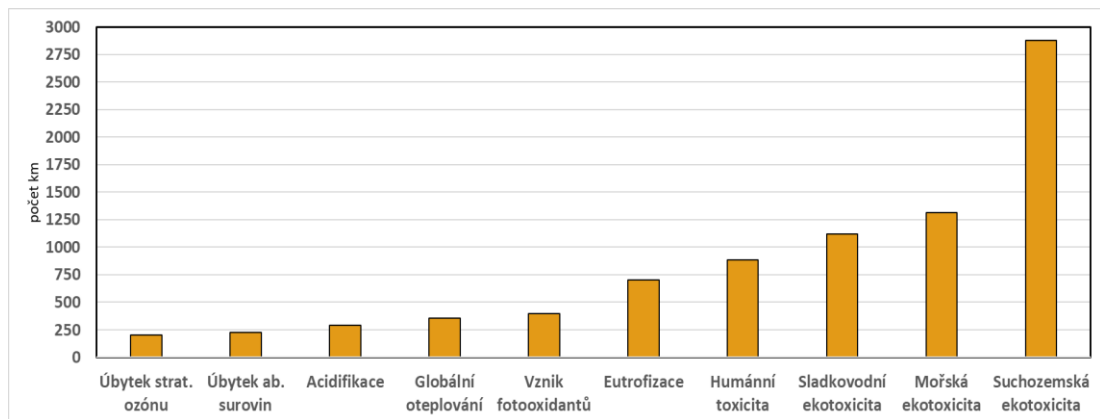
**Tabulka 26:** Procentuální podíl environmentálního dopadu transportu v životním cyklu ekologických (EKO) a konvenčních (KON) bramborových potravin

Dopadová kategorie	Loupané brambory		Bramborová kaše		Hranolky	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Úbytek ab. surovin	68%	7%	40%	5%	35%	4%
Acidifikace	34%	3%	29%	4%	26%	3%
Eutrofizace	13%	1%	7%	1%	6%	1%
Globální oteplování	48%	4%	34%	4%	31%	4%
Úbytek strat. ozónu	76%	8%	73%	15%	71%	14%
Humánní toxicita	22%	1%	10%	1%	8%	1%
Sladkovodní ekotoxicita	5%	0%	1%	0%	1%	0%
Mořská ekotoxicita	9%	0%	2%	0%	1%	0%
Suchozemská ekotox.a	3%	0%	4%	1%	4%	1%
Vznik fotooxidantů	83%	3%	67%	3%	63%	2%

Z tabulek je zřejmé, že transport má vyšší procentuální dopad u ekologických produktů. Díky malému objemu produkce a nedostatečně vyvinuté síti zpracovatelských zařízení u nich dochází k delším transportním vzdálenostem. Tato skutečnost je problematickou fází, která negativně ovlivňuje úsporu environmentální zátěže vzniklou při primární zemědělské produkci v ekologickém zemědělství. Také Meisterling et al. (2009) v modelované studii pšenice zjistil, že pokud je konvenční i ekologický produkt na trh transportován stejnou vzdáleností, ekologická pšenice způsobuje menší environmentální dopad, ovšem je-li finální ekologický produkt transportován dále, je výhoda nižší dopadu ekologického systému zemědělské produkce oslabena či zcela zrušena.

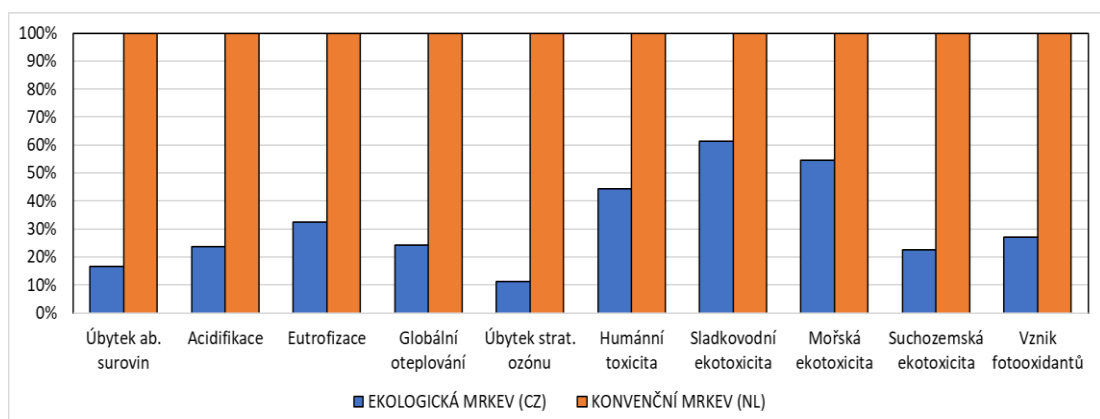
Dalším souvisejícím problémem je značný import bioproduktů. Padel et al. (2008) doložil, že zhruba třetina primárních bioproduktů na trhu ve Velké Británii pochází z jiných zemí, a to i neevropských. Příkladem mohou být bio-sojové boby z Číny či biopomerančový džus z Brazílie (Knudsen, 2010).

Pro zodpovězení otázky, nakolik je dovážený bioprodukt environmentálně šetrnější slouží analýza bodu zvratu. V případě disertační práce ji bylo možno aplikovat na příklad ekologické mrkve, která prokazuje nižší dopad na jednotku produkce ze zemědělské části ve všech deseti kategoriích.

**Graf 54:** Bod zvratu transportu pro ekologickou mrkev

Z analýzy v grafu 54 je zřejmé, že bod zvratu je pro různé dopadové kategorie odlišný. Bude-li ekologická mrkev transportována 400 km, pak bude dopad pěti kategorií vyšší, než v případě lokální (netransportované) konvenční mrkve. Pro plné zachování nižšího environmentálního dopadu ekologického produktu ve všech hodnocených kategoriích nesmí být ekologická mrkev transportována na vyšší vzdálenost než je 200 km.

Modelová studie mrkve posloužila i pro získání výsledků kombinace systému zemědělské produkce a regionality. Neregionální mrkev bývá do České republiky v nejvyšším objemu importována z Nizozemí, což činí její transportní vzdálenost 800 km. Následující dva grafy srovnávají dva protipóly této kombinace.

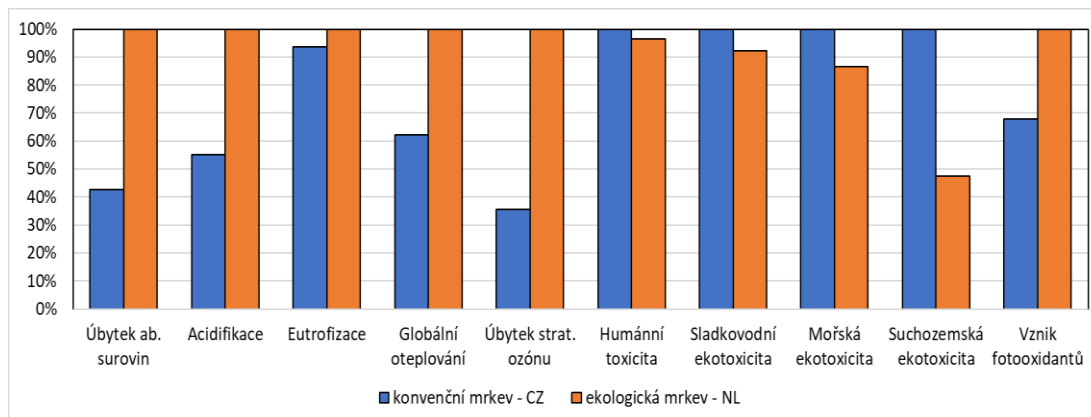
**Graf 55:** Regionalita a systém produkce mrkve I. – ekologická (CZ) vs. konvenční (NL)

Graf 55 srovnává regionální ekologickou produkci s neregionální (holandskou) konvenční produkcí. Pochopitelně je to srovnání dvou extrémů a



úspora při využití regionální ekologické produkce je zřetelná u všech deseti dopadových kategorií.

**Graf 56:** Regionalita a systém produkce mrkve II. – konvenční (CZ) vs. ekologická (NL)



V grafu 56 lze nalézt výsledky srovnání regionální konvenční produkce s neregionální (holandskou) ekologickou produkcí. Zde nejsou závěry již tak jednoznačné a nemluví pouze pro regionální produkci. Ve čtyřech z deseti dopadových kategorií vychází regionální produkt hůře. Dokazuje nám to opět komplexnost celého životního cyklu a nutnost použít holistické hledisko při jeho vyhodnocování. Fakt, že regionální produkce nemusí vždy znamenat environmentální úsporu, uvádí ve svých studiích také Milá i Canals et al. (2008).

Závěrem se dá k transportu bioprodukce konstatovat, že se zvyšující se plochou ekologického zemědělství se do budoucnosti očekává výraznější přiblížení k infrastruktuře konvenčních produktů (Moudrý, 2014).

### Hypotéza systému transportu

K systému transportu se ze tří stanovených hypotéz váže hypotéza 2, která byla určena takto: Lokální potraviny jsou environmentálně šetrnější než dovážené potraviny.

Opět takto velice obecně definovanou hypotézu lze za podmínek a předpokladů stanovených ve studiích disertační práce vyvrátit. V grafu 56 se nachází srovnání české konvenční mrkve s holandskou ekologickou mrkví, z něhož vyplývá, že ve čtyřech kategoriích má regionální produkt vyšší environmentální dopady než produkt dovážený.

### 5.3. Hodnocení LCA studií

#### 5.3.1. Kontrola úplnosti a konzistence

Kontrola úplnosti probíhala po celou dobu vypracovávání studií pomocí seznamů úplnosti, organizovaných dle zvolených procesů. Seznamy jsou uvedeny v tabulkách 27 a 28. Z nich vyplývá, že data pro realizaci studií jsou úplná a komplexní.

**Tabulka 27:** Seznam úplnosti pro zemědělské plodiny

	Agrotechnika		Hnojiva		Osivo/sadba		Pesticidy		Polní emise	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Pšenice	✓	✓	✓	✓	✓	✓	n.a.	✓	✓	✓
Žito	✓	✓	✓	✓	✓	✓	n.a.	✓	✓	✓
Brambory	✓	✓	✓	✓	✓	✓	n.a.	✓	✓	✓
Cibule	✓	✓	✓	✓	✓	✓	n.a.	✓	✓	✓
Zelí	✓	✓	✓	✓	✓	✓	n.a.	✓	✓	✓
Mrkev	✓	✓	✓	✓	✓	✓	n.a.	✓	✓	✓

n.a. = neaplikovány

**Tabulka 28:** Seznam úplnosti pro potraviny

	Zemědělství		Zpracování		Transport	
	EKO	KON	EKO	KON	EKO	KON
Pšeničná mouka	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Žitná mouka	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Pšeničné pečivo	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Chléb	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Těstoviny	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Loupané brambory	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Hranolky	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Bramborová kaše	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Po vypracování seznamů úplnosti byla provedena kontrola konzistence spočívající v ověření, zda jsou předpoklady, metody a údaje v souladu se stanoveným cílem a rozsahem. Pro toto ověření bylo využito kontrolních otázek udaných normou (ČNI, 2006b):

**Jsou rozdíly v kvalitě údajů v produktovém systému životního cyklu a mezi různými produktovými systémy v souladu s cílem a rozsahem studie?**

Rozdíly v kvalitě údajů pro provedení komparativních studií jsou minimální a jsou plně v souladu s cílem a rozsahem studie. Přesto by bylo vhodné pro budoucí studie eliminovat tyto předpoklady, které byly použity při vypracování studií v disertační práci:

- V ekologickém zemědělství nedochází k používání pesticidů.

V reálné situaci ekologičtí zemědělci mají možnost využít pesticidní přípravky povolené přílohou II nařízení EK 889/2008. V současné době představuje hlavní problém zahrnutí těchto přípravků do studií LCA jejich absence v profesionálních LCI databázích.

- Zpracování ekologického i konvenčního produktu probíhá stejným způsobem při stejné energetické spotřebě.

Ekologické produkty bývají obvykle zpracovány malokapacitně a energetická náročnost neodpovídá energetické náročnosti velkovýroben konvenčních produktů, která je díky velkokapacitnímu zpracování na jednotku produkce nižší než je tomu v případě ekologických produktů.

Zároveň by bylo vhodné rozšířit systémové hranice studie o obalové materiály potravin a jejich odpadový management. Poměrně zajímavé rozšíření by bylo o celý obchodní logistický řetězec, stejně jako o fázi užívání konzumentem. Možnost získání těchto údajů v dostatečné relevanci je ovšem velmi omezená.

### **Byly odpovídajícím způsobem využívány místní a/nebo časové rozdíly, pokud nějaké existují?**

Ve studiích bylo využito maximum specifických dat územně odpovídajících České republice v časovém rozpětí 2011 – 2016. Doporučením pro další provádění agropotravinářských LCA je nasbírat a vyhodnotit místně specifické údaje, týkající se závlahových systémů, které tvoří významné zjištění v zemědělských LCA.

V disertační práci bylo využito pro závlahové systémy sekundárního zdroje v podobě procesu z databáze Ecoinvent.

### **Byla ve všech produktových systémech odpovídajícím způsobem využita alokační pravidla a hranice systému?**

Alokace nebyla ve studiích použita, jelikož výsledky pokusné alokace tvoří menší podíl než stanovené cut off kritérium 5 %. Nicméně pro další zpřesnění studií lze alokaci doporučit. Zásadním bodem, kde je značná potřeba do budoucna vyřešit alokaci je multifunkcionalita zemědělství, zejména pak ekologického. Uvažovat stejně jako doposud o funkční jednotce pouze produkčního charakteru je popřením holistického přístupu na kterém je analýza životního cyklu založena.

### **Byly důsledně odpovídajícím způsobem využity prvky posuzování dopadů?**

Ano, posuzování dopadů bylo realizováno vhodně zvolenou charakterizační metodou, která využívá mezinárodně respektované charakterizační faktory. Nicméně nelze opomenout fakt, že některé dopady specifické pro zemědělskou produkci metoda CLM (ovšem ani jiné metody) nezohledňuje.

#### **5.3.2. Citlivostní analýza**

Pomocí kontroly citlivosti byla prověřena významná zjištění týkající se zemědělské části studií LCA. Analýzou bylo testováno, zda je formulace významných zjištění ovlivněna proměnlivostí vstupních dat. Vstupní data byla změněna vždy o hodnoty odpovídající + 25 % a – 25 %, poté bylo vyhodnoceno, jak velký vliv má tato změna na výsledek studie.

### **Významné zjištění č. 1: procesem ekologického zemědělství s největším dopadem na většinu kategorií jsou agrotechnické operace.**

Výsledky citlivostní analýzy vlivu agrotechniky v ekologickém zemědělství na dopadové kategorie se nacházejí v tabulce 29. Z ní je patrné, že změna vstupních parametrů (tj. změna v množství agrotechnických operací) ovlivní změnu výsledků v rozmezí – 7 % až + 5 %. V případě zvýšení vstupu agrotechnických operací o 25 %

nejdou výsledky v žádné dopadové kategorii ovlivněny o více jak 5 %. V případě snížení vstupu agrotechnických operací o 25 % není většina výsledků ovlivněna o víc jak 5 % , pouze v kategorii acidifikace je to o 6 % a v kategorii vznik fotooxidantů o 7 %.

**Tabulka 29:** Citlivostní analýza vlivu agrotechniky na dopadové kategorie v systému EZ

Dopadová kategorie	Změna vstupních údajů v agrotechnice	Změna ve výsledku indikátoru	Změna vstupních údajů v agrotechnice	Změna ve výsledku indikátoru
Úbytek abiotických surovin		- 3 %		+ 2 %
Acidifikace		- 6 %		+ 4 %
Eutrofizace		- 5 %		+ 4 %
Globální oteplování		- 5 %		+ 4 %
Úbytek strat. ozónu		- 4 %		+ 2 %
Humánní toxicita		- 3 %		+ 2 %
Sladkovodní ekotoxicita		- 3 %		+ 2 %
Mořská ekotoxicita		- 4 %		+ 3 %
Suchozemská ekotoxicita		- 3 %		+ 2 %
Vznik fotooxidantů		- 25 %		- 7 %

**Významné zjištění č.2: závlahový systém má v rámci agrotechnických operací nejvyšší environmentální dopad ve všech kategoriích.**

Tabulka 30 zobrazuje výsledky citlivostní analýzy vlivu závlah na agrotechnické operace v dopadových kategoriích. Změna vstupních parametrů (množství závlah) ovlivní výsledky v rozmezí – 7 % až + 6 %. V případě zvýšení vstupu závlah o čtvrtinu, nejsou u devíti dopadových kategorií výsledky ovlivněny o více než 5 %, pouze výsledek v kategorii suchozemská ekotoxicita je ovlivněn o 6 %. V případě snížení vstupu závlah o čtvrtinu překračuje šest indikátorů dopadových kategorií hranici 5 %.

**Tabulka 30:** Citlivostní analýza vlivu závlah v rámci agrotechnických operací na dopadové kategorie

Dopadová kategorie	Změna vstupních údajů v závlahách	Změna ve výsledku indikátoru	Změnavstupních údajů v závlahách	Změna ve výsledku indikátoru
Úbytek abiotických surovin		- 7 %		+ 5%
Acidifikace		- 5%		+ 4%
Eutrofizace		- 6%		+ 5%
Globální oteplování		- 5%		+ 5%
Úbytek strat. ozónu		- 3%		+ 4%
Humánní toxicita		- 5%		+ 5%
Sladkovodní ekotoxicita		- 6%		+ 4%
Mořská ekotoxicita		- 6%		+ 4%
Suchozemská ekotoxicita		- 7%		+ 6%
Vznik fotooxidantů		- 25 %		- 7%

**Významné zjištění č.3: procesem konvenčního zemědělství s největším dopadem na většinu kategorií jsou syntetická hnojiva.**

Výsledky citlivostní analýzy vlivu hnojiv v konvenčním zemědělství na dopadové kategorie se nacházejí v tabulce 31. Změna vstupních parametrů (množství hnojiv) ovlivní výsledky v rozmezí – 7 % až + 6 %. V případě zvýšení vstupu hnojiv o 25 % je výsledek v kategorii úbytek abiotických zdrojů ovlivněn o 6 %, v ostatních případech není ovlivnění vyšší než 5 %. V případě snížení vstupu hnojiv o 25 % osm indikátorů dopadových kategorií překračuje hranici 5 %.

**Tabulka 31:** Citlivostní analýza vlivu hnojiv na dopadové kategorie v systému KZ

Dopadová kategorie	Změna vstupních údajů v hnojivech	Změna ve výsledku indikátoru	Změnavstupních údajů v hnojivech	Změna ve výsledku indikátoru
Úbytek abiotických surovin		- 7 %		+ 6%
Acidifikace		- 7%		+ 5%
Eutrofizace		- 7%		+ 5%
Globální oteplování		- 7%		+ 5%
Úbytek strat. ozónu		- 6%		+ 5%
Humánní toxicita		- 6%		+ 5%
Sladkovodní ekotoxicita		- 5%		+ 4%
Mořská ekotoxicita		- 6%		+ 4%
Suchozemská ekotoxicita		- 5%		+ 4%
Vznik fotooxidantů		- 25 %		- 7%

#### Významné zjištění č. 4: v rámci procesu hnojiv mají nejvyšší environmentální dopad dusíkatá hnojiva

Tabulka 32 zobrazuje výsledky citlivostní analýzy vlivu dusíkatých hnojiv v rámci všech aplikovaných hnojiv. Změna vstupních parametrů (N hnojiv) ovlivní výsledky v rozmezí - 7 % až + 6 %. V případě zvýšení vstupu dusíkatých hnojiv o čtvrtinu, nejsou v převážné většině dopadových kategorií výsledky ovlivněny o více než 5 %. V případě čtvrtinového snížení vstupu dusíkatých hnojiv pět indikátorů dopadových kategorií překračuje 5 %.

**Tabulka 32:** Citlivostní analýza vlivu dusíkatých hnojiv v rámci procesu hnojiv

Dopadová kategorie	Změna vstupních údajů v N-hnojivech	Změna ve výsledku indikátoru	Změna vstupních údajů v N-hnojivech	Změna ve výsledku indikátoru
Úbytek abiotických surovin	-	- 5 %	+	+ 6 %
Acidifikace		- 6 %		+ 5 %
Eutrofizace		- 5 %		+ 5 %
Globální oteplování		- 4 %		+ 5 %
Úbytek strat. ozónu		- 5 %		+ 5 %
Humánní toxicita		- 6 %		+ 5 %
Sladkovodní ekotoxicita		- 7 %		+ 4 %
Mořská ekotoxicita		- 7 %		+ 4 %
Suchozemská ekotoxicita		- 4 %		+ 4 %
Vznik fotooxidantů		- 25 %		- 6 %

Pokud by hranice citlivostní analýzy byla pevně stanovena limitem 5 %, je nutné všechna překročení této hranice zohlednit v interpretaci výsledků.

## 6. Závěr

Předložená disertační práce se zabývá problematikou environmentálních dopadů výroby vybraných potravin rostlinného původu. Vybrané potraviny byly vyhodnoceny pomocí metody LCA, sloužící k vyčíslení environmentálních dopadů produktů v rámci celého životního cyklu. Zhodnoceny byly komparativní studie pěti cereálních produktů, čtyř bramborových produktů a tří produktů zeleninových. Inventarizační data byla v rámci komparativních studií vyhodnocena charakterizační metodou CML 2001 baseline. Pomocí shrnutí výsledků jednotlivých studií byla v zemědělských LCA identifikována významná zjištění, týkající se funkčních jednotek a procesů představujících nejvyšší dopady pro stanovené produkční systémy.

Volba funkční jednotky výrazně ovlivní výsledky, což bylo prokázáno srovnáním výsledků vztažených k jednotce hektaru a k výnosové jednotce kilogramu produkce. Jsou-li porovnávány environmentální dopady vznikající pěstováním plodin na ploše jednoho hektaru, vychází ekologický systém lépe v průměru v devíti z deseti hodnocených dopadových kategorií. Při konverzi výsledků k výnosové funkční jednotce produkuje ekologický systém pěstování plodin nižší dopady pouze v pěti dopadových kategoriích. Pro objektivnější prezentovatelnost výsledků se doporučuje využít jednotky obě. Tímto srovnáním byla vyvrácena hypotéza, že ekologické zemědělství má nižší environmentální dopady. V případě zvolení funkční jednotky kg, je hypotéza vyvrácena jednoznačně, v případě zvolení funkční jednotky ha, je hypotéza vyvrácena díky zemědělské produkci ekologických brambor, které mají ve třech kategoriích vyšší dopad. V případě ostatních plodin je jejich ekologická produkce vždy environmentálně šetrnější ve všech kategoriích.

Při stanovení environmentálně zátěžových míst (hotspot) životního cyklu se v případě konvenčního zemědělství jedná o hnojiva, zejména dusíkatá, v případě ekologického zemědělství o agrotechnické operace, především o orbu. Pro stanovená hotspot je jako optimalizační prostředek pro konvenční způsob pěstování plodin navrženo snížení aplikované dávky dusíkatých hnojiv, zlepšení managementu hnojení a použití správných zemědělských praktik zajišťujících maximální využití živin, které jsou již zakomponovány v uzavřeném cyklu. V rámci ekologického zemědělství se doporučení týkají využití minimalizačních technologií a omezení



počtu nebo energetické náročnosti agrotechnických operací při zachování stejné produkční úrovně.

Posledním významným zjištěním zemědělské fáze byla v případě uměle zavlažovaných plodin náročnost závlahových systémů, která svými dopady vysoce překročila náročnost jiných agrotechnických operací. Řešení tohoto problému představuje jak technologický pokrok, tak koncepční přístupy k zachování vody v krajině a tlumení klimatických změn, což není zcela v kompetenci samotných zemědělců či spotřebitelů.

Při vyhodnocení finálních potravin byly potvrzeny vyšší environmentální dopady zpracovaných produktů v rámci srovnání čtyř bramborových produktů v různém stupni zpracování. Z analýzy vyplynulo, že použitím nezpracovaného produktu lze uspořit od 90 do 99 % environmentálního dopadu v závislosti na zvolené dopadové kategorii. V rámci systémových hranic a předpokladů použitých v disertační práci nelze vyvrátit stanovenou hypotézu, že nezpracované potraviny jsou environmentálně šetrnější než potraviny zpracované.

Výsledky vlivu transportu na životní cyklus potvrdily problematiku logistické fáze ekologických produktů, která je v našem případě (podmínky ČR) z důvodu nedostatečné zpracovatelské kapacity dlouhá a často je to právě transport bioproduktů, který sníží či zcela eliminuje úsporu dosaženou v rámci šetrnějšího systému zemědělské produkce. Pro kvantifikaci této problematiky byla použita analýza bodu zvratu pro ekologickou mrkev určující, do které vzdálenosti zůstane produkt ve všech deseti výsledných dopadových kategoriích environmentálně úspornější než jeho konvenční obdoba. Pro určení tvrzení o hypotéze týkající se transportu bylo provedeno srovnání produktu mrkve pocházející z obou variant systému zemědělské produkce v kombinaci s jejich geografických původem (regionální a dovážená). Varianta dovážené ekologické mrkve měla ve čtyřech kategoriích nižší environmentální dopad než její regionální konvenční obdoba. Z tohoto důvodu lze obecně definovanou hypotézu, že lokální potraviny jsou environmentálně šetrnější než potraviny zpracované vyvrátit.

Výše shrnuté výsledky a závěry vztahující se k jednotlivým hypotézám poukázaly na několikrát zmíněnou důležitou skutečnost, jež je nutnost holisticky chápat a hodnotit co nejobsáhlejší část celého životního cyklu jednotlivých produktů. Dalším poměrně důležitým doporučením je používat metodu na hodnocení a porovnávání konkrétních produktů. Porovnávat obecné systémy přináší určitou míru

ve variabilitě a nejistotě výsledků. Nicméně obecné srovnání použité v práci posloužilo k vytvoření databáze, na jejímž základě půjde snadněji vyhodnotit či srovnat produkci konkrétních potravin. Holistický způsob hodnocení ukazuje, že ekologický produkt nemusí vždy mít menší environmentální dopad než produkt konvenční, důvod lze hledat v zemědělské části zejména v kontextu nízkých výnosů, nicméně v kontextu zatížení plochy je ekologický způsob hospodaření téměř stoprocentně environmentálně šetrnější. Dalším důvodem zvyšujícím dopady ekologických produktů v podmínkách České republiky jsou dlouhé transportní vzdálenosti mezi zemědělci, zpracovatelskou kapacitou a obchodníky. Regionální produkt nemusí být vždy environmentálně šetrnější, nicméně samotný transport způsobuje zátěž a měla by existovat snaha o jeho omezení. Stále však platí fakt, že ze zvyšující se transportní vzdáleností vzrůstá environmentální dopad. Zpracovaný produkt má vyšší environmentální dopad než produkt nezpracovaný, jelikož zpracování je zátěžovým místem životního cyklu a v případech, kde je to možné by mělo být užití zpracovaného produktu omezeno či vypuštěno. Doporučením k udržitelnému systému produkce potravin je tedy snižování vstupů do systému zemědělské produkce se zachováním dostatečného množství výnosů, omezení transportu potravin s podporou regionální produkce a omezení konzumace polotovarů v případě možnosti využití jejich méně zpracovaných či nezpracovaných obdob.

Důležitým výstupem práce nejsou pouze získané výsledky, ale i sesbíraná data uskupená do inventarizačních seznamů, které představují první pokus o vytvoření místně specifické LCI agropotravinářské databáze vhodné pro Českou republiku, potažmo pro státy střední a východní Evropy. Současná podoba prezentované databáze může sloužit pro výpočty uhlíkové stopy, vodní stopy či jiných požadovaných dopadových kategorií.

V průběhu dokončování výsledků disertační práce byla na začátku roku 2017 částečně publikována World Food LCA Database (WFLDB), představující první ucelenou světovou databázi, transparentně a komplexně reprezentující primární zemědělskou produkci a zpracované potraviny. Její metodika se do značné míry překrývá s metodikou disertační práce a v případě aktualizace uvedených LCI dat, zejména pak s ohledem na doplnění emisních modelů mapujících emise do vzduchu, vody a půdy vzniklé po aplikaci minerálních i organických hnojiv, pesticidů, a modelů hodnotících emisní dopady v rámci změn ve využívání půdy (land use),

by vypracovaná data bylo možné začlenit do WFLDB. Tímto krokem by se Česká republika měla možnost zařadit mezi první země „východní“ Evropy, které vytvoří vlastní územně odpovídající LCI data pro agropotravinářskou LCA a položí tak pilíře pro předpokládaný budoucí rozvoj EPD značení potravinářských produktů ve své zemi.

Důležitost vytvoření takovéto databáze spočívá především v získání kvalitního vědeckého nástroje, který by komplexně zhodnotil kroky směřující k udržitelné produkci a spotřebě potravin a který by zároveň umožnil optimalizovat stávající zemědělské produkční systémy, potravinářskou výrobu a obchod produktů.

## 7. Literatura

ABRHÁM, Z. *Technické a technologické normativy pro zemědělskou výrobu: [příručka pro praxi a poradenství]*. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, 2007. ISBN 978-80-86884-26-4.

ALEXANDRATOS, N. a J. BRUINSMA. *World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision: ESA Working paper No. 10-03*. Agricultural Development Economics Division, Agriculture Organisation of the United Nations, 2012.

ANDERSSON, K., O. THOMAS a P. OLSSON. Screening life cycle assessment (LCA) of tomato ketchup: a case study. *Journal of Cleaner Production*. 1998, **6**(3-4), 277-288. DOI: 10.1016/S0959-6526(98)00027-4. ISSN 09596526.

ANDERSSON, K. LCA of food products and production systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2000, **5**(4), 239-248. DOI: 10.1007/BF02979367. ISSN 0948-3349.

AYRES, R.U. Eco-thermodynamics: economics and the second law. *Ecological Economics*. 1998, **26**(2), 189-209. DOI: 10.1016/S0921-8009(97)00101-8. ISSN 09218009.

BARTOŠ, J. *Pěstování a odbyt zeleniny*. Praha: Agrospoj, 2000. Semafor. ISBN 80-239-4242-5.

BASSET-MENS, C. a H.M.G. VAN DER WERF. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems*. 2005, **105**(1-2), 127-144. DOI: 10.1016/j.agee.2004.05.007. ISSN 01678809.

BAUMANN, H. a A.M. TILLMAN. *The hitch hiker's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application*. Sweden: Holmes i Malmo AB, 2012. ISBN 91-440-2364-2.

BERNER, A., I. HILDERMANN, A. FLIESBACH, L. PFIFFNER, U. NIGGLI a P. MADER. Crop yield and soil fertility response to reduced tillage under organic management. *Soil and Tillage Research*. 2008, **101**(1-2), 89-96. DOI: 10.1016/j.still.2008.07.012. ISSN 01671987.

BRANDT, U. S. a G. T. SVENDSEN. A project-based system for including farmers in the EU ETS. *Journal of Environmental Management*. 2011, **92**(4), 1121-1127. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.11.029. ISSN 03014797.

BRASCHKAT, J., A. PATYK, M. QUIRIN a G. A. REINHARDT. Life cycle assessment of bread production - a comparison of eight different scenarios. In: HALBERG, N. *DIAS report: Life Cycle Assessment in the Agri-food sector. Proceedings from the 4 th International Conference, October 6-8, 2003, Bygholm, Denmark*. Tjele: Danish Institute of Agricultural Sciences, 2004, s. 9-16. ISSN 1397-9892.

BRENTROP, F. *Life Cycle Assessment to Evaluate the Environmental Impact of Arable Crop Production*. University of Hannover, Hannover, 2003. Ph.D. thesis.

BURGER, H., M. SCHLOEN, W. SCHMIDT a H. H. GEIGER. Quantitative genetic studies on breeding maize for adaptation to organic farming. *Euphytica*. 2008, **163**(3), 501-510. DOI: 10.1007/s10681-008-9723-4. ISSN 0014-2336.

CEDERBERG, CH. a B. MATTSSON. Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production*. 2000, **8**(1), 49-60. DOI: 10.1016/S0959-6526(99)00311-X. ISSN 09596526.

CML. *CML-IA Characterisation Factors* [online]. Leiden: Universiteit Leiden, 2016 [cit. 2016-04-05]. Dostupné z: <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>

COLEY, D., M. HOWARD a M. WINTER. Local food, food miles and carbon emissions: A comparison of farm shop and mass distribution approaches. *Food Policy*. 2009, **34**(2), 150-155. DOI: 10.1016/j.foodpol.2008.11.001. ISSN 03069192.

ČNI. *ČSN EN ISO 14020: Environmentální značky a prohlášení – Obecné zásady*. Český normalizační institut, 2002.

ČNI. *ČSN EN ISO 14021: Environmentální značky a prohlášení – Vlastní environmentální tvrzení (typ II environmentálního značení)*. Český normalizační institut, 2001.

ČNI. *ČSN EN ISO 14024: Environmentální značky a prohlášení – Environmentální značení typu I – Zásady a postupy*. Český normalizační institut, 2000.

ČNI. ČSN EN ISO 14025: *Environmentální značky a prohlášení – Environmentální prohlášení typu III - Zásady a postupy*. Český normalizační institut, 2006c.

ČNI. ČSN EN ISO 14040: *Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Zásady a osnova*. Český normalizační institut, 2006a.

ČNI. ČSN EN ISO 14044: *Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Požadavky a směrnice*. Český normalizační institut, 2006b.

ČNI. ČSN ISO 14046 *Environmentální management - Vodní stopa - Zásady, požadavky a směrnice*. Český normalizační institut, 2016.

ČNI. ČSN EN ISO 14051: *Environmentální management - Nákladové účetnictví materiálových toků - Obecný rámec*. Český normalizační institut, 2012.

ČNI. ČSN EN ISO 14067: *Skleníkové plyny – Uhlíková stopa – Požadavky a směrnice pro kvantifikaci a komunikaci*. Český normalizační institut, 2015.

ČSÚ. Spotřeba potravin - 2014. *Český statistický úřad* [online]. [cit. 2016-09-05]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/spotreba-potravin-2014>

ČUČEK, L., J. J. KLEMEŠ a Z. KRAVANJA. A Review of Footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability. *Journal of Cleaner Production*. 2012, **34**, 9-20. DOI: 10.1016/j.jclepro.2012.02.036. ISSN 09596526.

ČURDA, D. a A. FUCHSOVÁ. *Ekologická bilance - hodnocení životního cyklu*. Ostrava: VŠB-Technická univerzita, 1996. Phare. ISBN 80-853-6895-1.

DE BOER, I.J.M. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*. 2003, **80**(1-2), 69-77. DOI: 10.1016/S0301-6226(02)00322-6. ISSN 03016226.

DE HAES, U. (ed.). *Towards a methodology for life cycle impact assessment: Report from SETAC - Europeworking group on impact assessment*. Brussel Belgium: SETAC, 1996.

DE HAES, U. General Framework for Environmental Life-Cycle Assessment of Products. In: SETAC. *Life-Cycle Assessment: Workshop Report 2–3 December 1991*. Leiden, 1992, s. 21-28.

DE KLEIN, Cecile et al. *Chapter 11: N<sub>2</sub>O Emissions from managed soils, and CO<sub>2</sub> emissions from lime and urea application*. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, 2006, 11.1-11.24.

DE KOEIJER, T.J., G.A.A. WOSSINK, P.C. STRUIK a J.A. RENKEMA. Measuring agricultural sustainability in terms of efficiency: the case of Dutch sugar beet growers. *Journal of Environmental Management*. 2002, **66**(1), 9-17. DOI: 10.1006/jema.2002.0578. ISSN 03014797.

DE PONTI, T., B. RIJK a M.K. VdongdornigerAN ITTERSUM. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems*. 2012, **108**, 1-9. DOI: 10.1016/j.agry.2011.12.004. ISSN 0308521x.

DIJKMAN, T.J., M. BIRKVED a M.Z. HAUSCHILD. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2012, **17**(8), 973-986. DOI: 10.1007/s11367-012-0439-2. ISSN 0948-3349.

DIVIŠ, J. *Pěstování rostlin: (učební texty pro obor provozní podnikatel a pozemkové úpravy a převody nemovitosti)*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2000. ISBN 80-704-0456-6.

DONG, H., et al. Emissions from livestock and manure management. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006.

DORNINGER, M. A B. FREYER. *Aktuelle Leistungen und zukünftige Potentiale der Ökologischen Landwirtschaft für den Klimaschutz in Österreich*. Wien: IFOL BOKU, 2008.

ECOINVENT. *Ecoinvent Centre* [online]. [cit. 2015-01-07]. Dostupné z: <http://www.ecoinvent.org/database/database.htm>

ENERGOSTAT. *O energetice* [online]. [cit. 2016-08-03]. Dostupné z: <http://energostat.cz/>

ENVIRONMENTAL PRODUCT DECLARATION. *EDP: The Green Yardstick* [online]. [cit. 2015-04-10]. Dostupné z: <http://www.environdec.com/cs-CZ/>

FANTKE, P., R. JURASKE, A. ANTÓN, R. FRIEDRICH a O. JOLLIET. Dynamic Multicrop Model to Characterize Impacts of Pesticides in Food. *Environmental Science*. 2011, **45**(20), 8842-8849. DOI: 10.1021/es201989d. ISSN 0013-936x.

FAVA, J. *A technical framework for Life Cycle Assessment*. Washington D.C.: Smugglers Notch Workshop Report, 1991.

FICBAUER, V. *Hodnocení environmentálních rizik*. Vysoké učení technické, Brno, 2009. Disertační práce.

FOLEY, J. A., N. RAMANKUTTY, K. A. BRAUMAN, et al. Solutions for a cultivated planet. *Nature*. 2011, **478**(7369), 337-342. DOI: 10.1038/nature10452. ISSN 0028-0836.

GALLI, A., T. WIEDMANN, E. ERCIN, D. KNOBLAUCH, B. EWING a S. GILJUM. Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a “Footprint Family” of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecological Indicators*. 2012, **16**, 100-112. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.017. ISSN 1470160x.

GEIGER, F., J. BENGTSSON, F. BERENDSE, et al. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*. 2010, **11**(2), 97-105. DOI: 10.1016/j.baae.2009.12.001. ISSN 14391791.

GIBBS, K.E., R.L. MACKEY a D.J. CURRIE. Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. *Diversity and Distributions*. 2009, **15**(2), 242-253. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2008.00543.x. ISSN 13669516.

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK. *Application Standards* [online]. Oacloud, USA: GFN, 2016 [cit. 2016-02-24]. Dostupné z: [http://www.footprintnetwork.org/ar/index.php/GFN/page/application\\_standards/](http://www.footprintnetwork.org/ar/index.php/GFN/page/application_standards/)

GOEDKOOP, M. a R. SPRIENSMA. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for life cycle impact assessment.. Amersfoort: Pré Consultants, 1999.

GOEDKOOP, M., R. HEIJUNGS, M. HUIJBREGTS, A. DE SCHRYVER, J. STRUIJS a R. VAN ZELM. *ReCiPe 200 8: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. The first version. Den Haag: Ministerie van VROM, 2013.



- GRANDL, F; M. ALIG, T. NEMECEK, a G. GAILLARD. *Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch aus konventionellen, tierfreundlichen und biologischen Produktionssystemen*. In: 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, 5. bis 8. März 2013. Bonn: Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, 2013.
- GREENHOUSE GAS PROTOCOL. *Standards* [online]. Washington, Geneva: GGP, 2016 [cit. 2016-02-24]. Dostupné z: <http://ghgprotocol.org/standards>
- GUINÉE, J.B. *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2002. ISBN 14-020-0228-9.
- HAAS, G., F. WETTERICH a U. GEIER. Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2000, **5**(6), 345-348. DOI: 10.1007/BF02978669. ISSN 0948-3349.
- HARRIS, S. a V. NARAYANASWAMY. *A Literature Review of Life Cycle Assessment in Agriculture*. Publication No 09/029. RIRDC, 2009.
- HARRISON, R.M. *Pollution: causes, effects, and control*. 4th ed. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2001. ISBN 08-540-4621-6.
- HAYASHI, K., T. NEMECEK a G. GAILLARD. *Life cycle assessment of agricultural production systems: current issues and future perspectives*. Taipei: Food & Fertilizer Technology Center, 2007.
- HEIJUNGS, R., J. GUINÉE, R. KLEIJN a V. ROVERS. Bias in normalization: Causes, consequences, detection and remedies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2007, **12**(4), 211-216. DOI: 10.1065/lca2006.07.260. ISSN 0948-3349.
- HELLER, MC.; G.A. KEOLEIAN, a W.C. WILLETT. Toward a life cycle-based, diet-level framework for food environmental impact and nutritional quality assessment: A critical review. *Environmental science & technology*, 2013, **47**(22) 12632-12647. DOI: 10.1021/es402511
- HINDLE, P. a N.T. de OUDE. SPOLD-society for the promotion of life cycle development. *The International Journal of Life Cycle Assessment* . 1996, **1**(1), 55-56. DOI: 10.1007/BF02978638. ISSN 0948-3349.

HOEKSTRA, A.Y. *The water footprint assessment manual: setting the global standard*. Washington, DC: Earthscan, 2011. ISBN 1849712794.

HUIJBREGTS, M.A.J., W. SCHÖPP, E. VERKUIJLEN, R. HEIJUNGS a L. REIJNDERS. Spatially Explicit Characterization of Acidifying and Eutrophying Air Pollution in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* [online]. 2000, 4(3), 75-92. DOI: 10.1162/108819800300106393. ISSN 1088-1980.

HUIJBREGTS, M.A.J., L. BREEDVELD, G. HUPPES, A. DE KONING, L. VAN OERS a S. SUH. Normalisation figures for environmental life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*. 2003, 11(7), 737-748. DOI: 10.1016/S0959-6526(02)00132-4. ISSN 09596526.

HUNT, R.G. a W.E. FRANKLIN. LCA — How it came about. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1996, 1(1), 4-7. DOI: 10.1007/BF02978624. ISSN 0948-3349.

CHARLES, R., O. JOLLIET, G. GAILLARD a D. PELLET. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems*. 2006, 113(1-4), 216-225. DOI: 10.1016/j.agee.2005.09.014. ISSN 01678809.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. *Austria* [online]. [cit. 2017-10-07]. Dostupné z: <https://www.iea.org/countries/membercountries/austria/>

JUDL, J. *Posuzování životního cyklu systémů osobní dopravy*. Vysoká škola chemicko technologická v Praze, Praha, 2010. Diplomová práce.

JŮZL, M., J. DIVIŠ a J. PULKRÁBEK. *Rostlinná výroba*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2000. ISBN 80-7157-446-5.

KÄGI, T., M. ZSCHOKKE, F. DINKEL, Fredy. Nutrient based functional unit for meals. In: *Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012)*. 2012. p. 1-4.

KATZ, D.L., et al. Performance characteristics of NuVal and the Overall Nutritional Quality Index (ONQI). *The American journal of clinical nutrition*, 2010, 91(4) 1102S-1108S. DOI: 10.3945/ajcn.2010.28450E

KAVKA, M. *Normativy zemědělských výrobních technologií: pěstební a chovatelské technologie a normativní kalkulace (práce, materiál, energie, náklady, produkce,*

tržby, příspěvek na úhradu fixních nákladů). Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací, 2006. ISBN 80-7271-164-4.

KLÖPFFER, W. Life-Cycle based methods for sustainable product development. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2003, **8**(3), 157-159. DOI: 10.1007/BF02978462. ISSN 0948-3349.

KLÖPFFER, W. The Role of SETAC in the Development of LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2006, **11**(S1), 116-122. DOI: 10.1065/lca2006.04.019. ISSN 0948-3349.

KNUDSEN, M.T. *Environmental Assessment of Imported Organic Products - Focusing on Orange Juice from Brazil and Soyabeans from China*. Aarhus University, Aarhus, 2010. PhD thesis.

KNUDSEN, M.T., N. HALBEGR, J.E. OLESEN, J. BYRNE, V. IYER, N. TOLY. *Global Trends in Agriculture and Food Systems*. Wallingford: CABI Publishing, 2006.

KOČÍ, V. *Na LCA založené srovnání environmentálních dopadů obnovitelných zdrojů energie: Odhad LCA charakterizačních profilů výroby elektrické energie z obnovitelných zdrojů energie v ČR pro projekt OZE – RESTEP*. Praha: LCA studio, VŠCHT, 2012.

KOČÍ, V. *Posuzování životního cyklu Life Cycle Assessment - LCA*. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 2009. ISBN 978-80-86832-42-5.

KOGA, N., T. SAWAMOTO a H. TSURUTA. Life cycle inventory-based analysis of greenhouse gas emissions from arable land farming systems in Hokkaido, northern Japan. *Soil Science and Plant Nutrition* [online]. 2006, **52**(4), 564-574 [cit. 2016-12-05]. DOI: 10.1111/j.1747-0765.2006.00072.x. ISSN 0038-0768.

KONVALINA, P. a J. MOUDRÝ. *Ekologické zemědělství: vysokoškolská učebnice*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2007. ISBN 978-80-7394-046-6.

KONVALINA, P. a J. MOUDRÝ. *Pěstování pšenice seté v ekologickém zemědělství: metodika pro praxi*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2008. ISBN 978-80-7394-131-4.

KONVALINA, P. a J. MOUDRÝ. *Pěstování obilnin a pseudoobilnin v ekologickém zemědělství: metodika pro praxi*. V Českých Budějovicích: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2008. ISBN 978-80-7394-116-1.

KRAMES, S.B., J.P. REGANOLD, J.D. GLOVER., B.J.M. BOHANNAN, H.A. MOONEY. Reduced Nitrate Leaching And Enhanced Denitrifier Activity and Efficiency in Organically Fertilized Soils. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*. 2006. P. 4522–4527.

KRAVČÍK, M. *Voda pre ozdravenie klímy: nová vodná paradigma*. Žilina: Municipalia, 2007. ISBN 978-80-969766-5-2.

KRTKOVÁ, E. (ed.). *National greenhouse gas inventory report of the Czech republic: Submission under the UNFCCC. Reported inventories 1990-2013*. Praha: ČHMÚ, 2015.

KŘEN, J. *Metodika pěstování ozimých obilnin: [pšenice ozimá, ječmen ozimý, žito, tritikale]*. Kroměříž: Zemědělský výzkumný ústav, 1998. ISBN 80-902-5452-7.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*. 2004, **304**(5677), 1623-1627. DOI: 10.1126/science.1097396. ISSN 0036-8075.

LEKEŠ, J. *Žito*. Praha: SZN, 1990. Rostlinná výroba. ISBN 80-209-0159-0.

LÖSCHENBERGER, F., A. FLECK, H. GRAUSGRUBER, et al. Breeding for organic agriculture: the example of winter wheat in Austria. *Euphytica*. 2008, **163**(3), 469-480. DOI: 10.1007/s10681-008-9709-2. ISSN 0014-2336.

MACHÁŇ, F. *Hybridní odrůdy žita*. Praha: Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR, 1997. Rostlinná výroba (Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR). ISBN 80-7105-151-9.

MALÝ, I. *Polní zelinářství*. Praha: Agrospoj, 1998. ISBN 80-239-4232-8.

MEADOWS, D.H. *The Limits to growth: a report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*. 2d ed. New York: Universe Books, 1974. ISBN 0876639015.

MEEHAN, T.D., et al. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2011, p. 11500-11505.

MEIER, M.S., F. STOESSEL, N. JUNGBLUTH, R. JURASKE, CH. SCHADER a M. STOLZE. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management*. 2015, **149**, 193-208. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.10.006. ISSN 03014797.

MEISTERLING, K., C. SAMARAS a V. SCHWEIZER. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production*. 2009, **17**(2), 222-230. DOI: 10.1016/j.jclepro.2008.04.009. ISSN 09596526.

MELICHAR, M. *Zelinářství*. Praha: Květ, 1997. ISBN 80-85362-29-5.

MILÁ I CANALS, L., I. MUNOZ, A. HOSPIDO, K. PLASSMAN., a S. McLAREN. *Life Cycle Assessment (LCA) of Domestic vs. Imported Vegetables. Case Studies on Broccoli, Salad Crops and Green Beans*. Guildford: University of Surrey, 2008.

MONT, O. a R. BLEISCHWITZ. Sustainable consumption and resource management in the light of life cycle thinking. *European Environment*. 2007, **17**(1), 59-76. DOI: 10.1002/eet.434. ISSN 09610405.

MORI, A., M. HOJITO, H. KONDO, H. MATSUNAMI a D. SCHOLEFIELD. Effects of Plant Species on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O Fluxes from a Volcanic Grassland Soil in Nasu, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*. 2005, **51**(1), 19-27. DOI: 10.1111/j.1747-0765.2005.tb00002.x. ISSN 0038-0768.

MOUDRÝ, J. *Emise skleníkových plynů při pěstování rostlin v konvenčním a ekologickém systému hospodaření*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 2014. Habilitační práce.

MOUDRÝ, J. ( jr.), Z. JELÍNKOVÁ, R. PLCH, J. MOUDRÝ, P. KONVALINA a R. HYPŠLER. The Emissions of Greenhouse Gasses Produced during Growing and Processing of Wheat Products in the Czech Republic. *Journal of Food, Agriculture & Environment*. 2013, **1**(11), 1133-1136. ISSN: 1459-0263

MOUDRÝ, J., J. MOUDRÝ (jr.), P. KONVALINA, D. KOPTA a J. ŠRÁMEK. *Ekonomická efektivnost rostlinné bioprodukce*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2008.

MOUDRÝ, J., P. KONVALINA, J. MOUDRÝ (jr.) a J. KALINOVÁ. *Pěstování obilnin v ekologickém zemědělství*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2007.

MZE. *Situační a výhledová zpráva brambory*. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky, 2014. ISBN 978-80-7434-188-5.

MZE. *Situační a výhledová zpráva obilniny*. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky, 2014. ISBN 978-80-7434-191-5.

MZE. *Situační a výhledová zpráva zelenina*. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky, 2014. ISBN 978-80-7434-187-8

MŽP. Environmentální značení. *Ministerstvo životního prostředí* [online]. [cit. 2016-02-24]. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/cz/environmentalni\\_znacení](http://www.mzp.cz/cz/environmentalni_znacení)

MŽP. *Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území*. In: Věstník MŽP 15/2005. Praha: MŽP, 2005.

Nařízení Rady (ES) č. 834/2007, o ekologické produkci a označování ekologických produktů

Nařízení Komise (ES) č. 889/2008, kterým se stanoví prováděcí pravidla k nařízení Rady (ES) č. 834/2007 o ekologické produkci a označování ekologických produktů, pokud jde o ekologickou produkci, označování a kontrolu

NIGGLI, U., A. LIESSBACH, P. HEPPELY a N. SCIABB. *Zemědělství s nízkými emisemi skleníkových plynů*. Olomouc: Bioinstitut, 2011.

NORRIS, G.A. Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology*. 2002, 6(3-4), 79-101. DOI: 10.1162/108819802766269548. ISSN 1088-1980.

NOTARNICOLA, B., R. SALOMONE, L. PETTI, P. RENZULLI, R. ROMA a A. CERUTTI. *Life cycle Assessment in the Agri-food Sector: Case Studies*,

*Methodological Issues and best Practises*. Switzerland: Springer International Publishing, 2015. ISBN 978-3-319-11939-7.

NOTARNICOLA, B., A. TASSIELLI a P. RENZULLI. Modelling the agri-food industry with the life cycle assessment. In: CURRAN M.A. *Life Cycle Assessment handbook: a guide for environmentally sustainable products*. New York: Willey, 2012.

OECD. *Multifunctionality: towards an analytical framework*. Paris: OECD, 2001.

PADEL, S., A. JASINKA, M. RIPPIN, D. SCHAAK a H. WILLER. The European Market for Organic Food in 2006. In: WILLER, H., M. YUSSEFI-MENZLER a N. SORENSEN. *The World of Organic Agriculture - Statistics and Emerging Trends*. Bonn: IFOAM and FIBL, 2008.

PETR J. A kol. *Žito a tritikale: biologie, pěstování, kvalita a využití*. Praha: Profi Press, 2008. ISBN 80-867-2629-0.

PLCH, R., Z. JIROUŠKOVÁ, P. CUDLÍN a J. MOUDRÝ. The comparison of conventional beef production and bio-production using the method of life cycle assessment. In: Proceedings of 3rd scientific conference: *New findings in organic farming research and their possible use or Central and Eastern Europe*. Praha: Bioinstitut Olomouc, 2011, p. 90-94.

REMTOVÁ, K. *Ekodesign*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2003. ISBN 80-721-2230-4.

REMTOVÁ, K. *Strategie podniku v péči o životní prostředí: dobrovolné nástroje*. Praha: Oeconomica, 2006. ISBN 80-245-1086-3.

*Ročenka 2014: Ekologické zemědělství v České republice*. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky, 2014. ISBN 978-80-7434-250-9.

ROER, A.G., A. KORSAETH, T.M. HENRIKSEN, O. MICHELSEN a A.H. STRØMMAN. The influence of system boundaries on life cycle assessment of grain production in central southeast Norway. *Agricultural Systems*. 2012, **111**, 75-84. DOI: 10.1016/j.agsy.2012.05.007. ISSN 0308521x.

ROY, P., D. NEI, T. ORIKASA, Q. XU, H. OKADOME, N. NAKAMURA a T. SHIINA. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of*

*Food Engineering*. 2009, **90**(1), 1-10. DOI: 10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016. ISSN 02608774.

RŮŽIČKA, Pavel. Dobrovolné nástroje ochrany životního prostředí: Seminář k environmentální politice. In: *Veronica ekologický institut* [online]. [cit. 2016-02-24]. Dostupné z: [http://www.veronica.cz/soubory/emas/Dobrovolne\\_nastroje.pdf](http://www.veronica.cz/soubory/emas/Dobrovolne_nastroje.pdf)

SEDA, M, A. ANTON a P. MUNOZ. Analysing the influence of the functional unit in agricultural LCA. In: *VII Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Bari, Italy*. 2010. p. 85-90.

SEPPÄLÄ, J., M. POSCH, M. JOHANSSON a J.P. HETTELINGH. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator (14 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2006, **11**(6), 403-416. DOI: 10.1065/lca2005.06.215. ISSN 0948-3349.

SETAC. *Guidelines for life-cycle assessment: a 'code of practice' : from the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March-3 April 1993*. Ed. 1. Editor Frank Consoli. Pensacola, Fla.: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1993.

SEUFERT, V., N. RAMANKUTTY a J.A. FOLEY, Jonathan. The yield performance of organic agriculture. In: *Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012)*. 2012. p. 1-4.

SCHADER, C; M. STOLZE a A. GATTINGER. Environmental performance of organic farming. In: *Green Technologies in Food Production and Processing*. USA: Springer, 2012. ISBN: 978-1-4614-1586-2.

SCHAU, E.M., A.M. FET, J. AERTSENS, S. VERGUCHT, W. STEURBAUT, N. NAKAMURA a T. SHIINA. LCA studies of food products as background for environmental product declarations. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2008, **13**(3), 255-264. DOI: 10.1065/lca2007.12.372. ISSN 0948-3349.

SCHMINCKE, E. a B. GRAHL. The part of LCA in ISO type III environmental declarations. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **12**(3), 38-45, 2007.

SINGHOFEN, A., CH.R. HEMMING, B.P. WEIDEMA, L. GRISEL, R. BRETZ, B. DE SMET a D. RUSSELL. Life cycle inventory data. *The International Journal of*



*Life Cycle Assessment*. 1996, **1**(3), 171-178. DOI: 10.1007/BF02978948. ISSN 0948-3349.

SMEDMAN, A., H. LINDMARK-MÅNSSON, A. DREWNOWSKI a A.K.M. EDMAN. Nutrient density of beverages in relation to climate impact. *Food & Nutrition Research*, 2010, **54**. DOI: 10.3402/fnr.v54i0.5170. ISSN 1654-661x

SMITH, P., D. MARTINO, Z. CAI, et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2008, **363**(1492), 789-813. DOI: 10.1098/rstb.2007.2184. ISSN 0962-8436.

SOLOMON, S. (ed.). *Climate Change 2007: the physical science basis : contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York: Cambridge University Press, 2007. ISBN 978-0-521-70596-7.

SONESSON, U., J. DAVIS a F. ZIEGLER. Food Production and Emissions of Greenhouse Gases. Swedish Institute for Food and Biotechnology, 2009.

STEEN, B. *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – Models and data of the default method: CPM report 1999:5*. Goteborg: Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, 1999.

STOLZE, M., A. PIORR, A. HARING a S. DABBERT. *The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe*. Stuttgart: University of Hohenheim, 2000.

SUSTAINABLE MATERIALS MANAGEMENT COALITION. *Guidance on Life-Cycle Thinking and Its Role in Environmental Decision Making* [online]. [cit. 2015-05-05]. Dostupné z: [http://www.michaeldbaker.com/MDB\\_WP\\_live\\_site/wp-content/uploads/2014/07/Guidance-on-Life-Cycle-Thinking-030915.pdf](http://www.michaeldbaker.com/MDB_WP_live_site/wp-content/uploads/2014/07/Guidance-on-Life-Cycle-Thinking-030915.pdf)

ŠARAPATKA, B. a J. URBAN. *Ekologické zemědělství: učebnice pro školy i praxi*. Šumperk: PRO-BIO, 2005. ISBN 80-903583-0-6.

TEASDALE, J.R., Charles B. COFFMAN a R.W. MANGUM. Potential Long-Term Benefits of No-Tillage and Organic Cropping Systems for Grain Production and Soil Improvement. *Agronomy Journal*. 2007, **99**(5), 1297-. DOI: 10.2134/agronj2006.0362. ISSN 1435-0645.

TILLMAN, A.M. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review*. 2000, **20**(1), 113-123. DOI: 10.1016/S0195-9255(99)00035-9. ISSN 01959255.

TOKUDA, SH. a M. HAYATSU. Nitrous oxide flux from a tea field amended with a large amount of nitrogen fertilizer and soil environmental factors controlling the flux. *Soil Science and Plant Nutrition*. 2004, **50**(3), 365-374. DOI: 10.1080/00380768.2004.10408490. ISSN 0038-0768.

TUOMISTO, H.L., I.D. HODGE, P. RIORDAN a D.W. MACDONALD. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*. 2012, **112**, 309-320. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.018. ISSN 03014797.

VAN DER WERF, H.M.G., C. KANYARUSHOKI a M.S. CORSON. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*. 2009, **90**(11), 3643-3652. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.07.003. ISSN 03014797.

VAN HUYLENBROEK, G., E. DE BACKER, J. AERTSENS, S. VERGUCHT, W. STEURBAUT, N. NAKAMURA a T. SHIINA. Assessing the ecological soundness of organic and conventional agriculture by means of life cycle assessment (LCA). *British Food Journal*. 2009a, **111**(10), 1028-1061. DOI: 10.1108/00070700910992916. ISSN 0007-070x.

VAN HUYLENBROEK, G., K. MONDELAERS, J. AERTSENS, G. VAN HUYLENBROECK, W. STEURBAUT, N. NAKAMURA a T. SHIINA. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*. 2009b, **111**(10), 1098-1119. DOI: 10.1108/00070700910992925. ISSN 0007-070x.

VON WEIZSAECKER, E. Harmonizace rozvoje a životního prostředí. *Infomační centrum OSN v Praze* [online]. 2002 [cit. 2015-04-08]. Dostupné z: <http://www.osn.cz/zpravodajstvi/zpravy/zprava.php?id=827>

WACKERNAGEL, M. a W.E. REES. *Our ecological footprint: reducing human impact of the Earth*. Gabriola Island: New society publishers, 1996. New catalyst bioregional series, 9. ISBN 15-509-2251-3.

WALLÉN, A., N. BRANDT a R. WENNERSTEN. Does the Swedish consumer's choice of food influence greenhouse gas emissions? *Environmental Science*. 2004, 7(6), 525-535. DOI: 10.1016/j.envsci.2004.08.004. ISSN 14629011.

WATER FOOTPRINT NETWORK. About us. *Water footprint network* [online]. [cit. 2016-08-03]. Dostupné z: <http://waterfootprint.org/en/about-us/>

WEIDEMA, B.P, C. BAUER, R. HISCHIER, C. MUTEL, T. NEMECEK, J. REINHARD, C.O. VADENBO, G. WERNET. *Overview and methodology. Data quality guideline for the Ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3)*. St. Gallen: The Ecoinvent Centre, 2013.

WEIDEMA, B. *Guidelines for critical review of product LCA*. In: [online]. [cit. 2015-03-18]. Dostupné z: [http://lca-net.com/files/critical\\_review.pdf](http://lca-net.com/files/critical_review.pdf)

WEINZETTEL, J. *Posuzování životního cyklu (LCA) a analýza vstupů a výstupů (IOA): vzájemné propojení při získávání nedostupných dat*. České vysoké učení technické v Praze , Praha, 2008. Disertační práce.

WENZEL, H., M. HAUSCHILD a L. ALTING. *Environmental assessment of products*. New York: Chapman, 1998. ISBN 0412808005-1.

WORLD HEALTH ORGANISATION. Health statistics and information systems: Metrics: Disability-Adjusted Life Year (DALY). *World Health Organization* [online]. [cit. 2016-12-04]. Dostupné z: [http://www.who.int/healthinfo/global\\_burden\\_disease/metrics\\_daly/en/](http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_daly/en/)

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. *Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2014: Global Ozone Research and Monitoring Project — Report No. 55*. Geneva: WMO.

WORLDWATCH INSTITUTE. *State of the World 2004: A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society*. New York: W.W. Norton & Company, 2004. ISBN 0-393-05860-3.

Zákon č. 242/2000 Sb., o ekologickém zemědělství

ZIMOLKA, J. *Pšenice: pěstování, hodnocení a užití zrna*. Praha: Profi Press, c2005. ISBN 80-86726-09-6.

ZOU, J., Y. HUANG, Y. LU, X. ZHENG a Y. WANG. Direct emission factor for NO from rice–winter wheat rotation systems in southeast China. *Atmospheric Environment*. 2005, **39**(26), 4755-4765. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2005.04.028. ISSN 13522310.

## 8. Seznamy

### 8.1. Seznam obrázků

Obrázek 1: Propojenost jednotlivých fází LCA (Zdroj: Baumann a Tillman, 2012).	23
Obrázek 2: Pozice midpointů a endpointů (Kočí, 2009).....	31
Obrázek 3: Rámec pro rostlinnou zemědělskou studii LCA.....	49

### 8.2. Seznam tabulek

Tabulka 1: Použití konceptu LCA na různých sociálních úrovních .....	21
Tabulka 2: Vybrané potraviny pro LCA studie .....	47
Tabulka 3: Množství zdrojů primárních dat pro ekologické (EKO) a konvenční (KON) produkty .....	51
Tabulka 4: Kvalita použitých dat .....	52
Tabulka 5: Inventarizační seznam pro zemědělství ekologické pšenice (1 ha) .....	54
Tabulka 6: Dopadové kategorie metodiky CML 2001 baseline .....	55
Tabulka 7: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) pšenice při plošné a produkční FU.....	59
Tabulka 8: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického (EKO) a konvenčního (KON) žita při plošné a produkční FU .....	61
Tabulka 9: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) pšeničné mouky při FU = 1 kg produktu .....	64
Tabulka 10: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) žitné mouky při FU = 1 kg produktu.....	66
Tabulka 11: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického (EKO) a konvenčního (KON) pšeničného pečiva při FU = 1 kg produktu .....	68
Tabulka 12: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického (EKO) a konvenčního (KON) chleba při FU = 1 kg produktu .....	70
Tabulka 13: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických (EKO) a konvenčních (KON) těstovin při FU = 1 kg produktu .....	72
Tabulka 14: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických (EKO) a konvenčních (KON) brambor při plošné a produkční FU .....	75
Tabulka 15: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických (EKO) a konvenčních (KON) loupaných brambor při FU = 1 kg produktu .....	77

Tabulka 16: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických (EKO) a konvenčních (KON) hranolků při FU = 1 kg produktu .....	79
Tabulka 17: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) bramborové kaše při FU = 1 kg produktu .....	81
Tabulka 18: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) cibule při plošné a produkční FU .....	83
Tabulka 19: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického (EKO) a konvenčního (KON) zelí při plošné a produkční FU .....	86
Tabulka 20: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické (EKO) a konvenční (KON) mrkve při plošné a produkční FU.....	88
Tabulka 21: Environmentální úspora a ztráta ekologického zemědělství ve srovnání s konvenční produkcí při zvolení FU = 1 ha .....	92
Tabulka 22 : Environmentální úspora a ztráta ekologického zemědělství ve srovnání s konvenční produkcí při zvolení FU = 1 kg.....	92
Tabulka 23: Procentuální podíl environmentálního dopadu ze zpracovatelské fáze v životním cyklu ekologických (EKO) a konvenčních (KON) obilných potravin ....	99
Tabulka 24: Procentuální podíl environmentálního dopadu ze zpracovatelské fáze v životním cyklu ekologických (EKO) a konvenčních (KON) bramborových potravin .....	100
Tabulka 25: Procentuální podíl environmentálního dopadu z transportu v životním cyklu ekologických (EKO) a konvenčních (KON) obilných potravin.....	102
Tabulka 26: Procentuální podíl environmentálního dopadu transportu v životním cyklu ekologických (EKO) a konvenčních (KON) bramborových potravin .....	103
Tabulka 27: Seznam úplnosti pro zemědělské plodiny .....	106
Tabulka 28: Seznam úplnosti pro potraviny .....	106
Tabulka 29: Citlivostní analýza vlivu agrotechniky na dopadové kategorie v systému EZ.....	109
Tabulka 30: Citlivostní analýza vlivu závlah v rámci agrotechnických operací na dopadové kategorie .....	110
Tabulka 31: Citlivostní analýza vlivu hnojiv na dopadové kategorie v systému KZ .....	110
Tabulka 32: Citlivostní analýza vlivu dusíkatých hnojiv v rámci procesu hnojiv...	111

### 8.3. Seznam grafů

Graf 1: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční pšenice při FU = 1 ha .....	59
Graf 2: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční pšenice při FU = 1 kg .....	60
Graf 3: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční pšenice při FU = 1 kg .....	60
Graf 4: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické pšenice při FU = 1 kg .....	61
Graf 5: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního žita při FU = 1 ha .....	62
Graf 6: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního žita při FU = 1 kg .....	62
Graf 7: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčního žita při FU = 1 kg .....	63
Graf 8: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologického žita při FU = 1 kg .....	63
Graf 9: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční pšeničné mouky při FU = 1 kg.....	64
Graf 10: Environmentální dopady jednotlivých procesů při LCA konvenční pšeničné mouky při FU = 1 kg.....	65
Graf 11: Environmentální dopady jednotlivých procesů při LCA ekologické pšeničné mouky při FU = 1 kg.....	65
Graf 12: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční žitné mouky při FU = 1 kg.....	66
Graf 13: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční žitné mouky při FU = 1 kg.....	67
Graf 14: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické žitné mouky při FU = 1 kg.....	67
Graf 15: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního pšeničného pečiva při FU = 1 kg .....	68
Graf 16: Environmentální dopady jednotlivých procesů při LCA konvenčního pšeničného pečiva při FU = 1 kg .....	69

Graf 17: Environmentální dopady jednotlivých procesů při LCA ekologického pšeničného pečiva při FU = 1 kg .....	69
Graf 18: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního chleba při FU = 1 kg .....	71
Graf 19: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčního chleba při FU = 1 kg.....	71
Graf 20: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologického chleba při FU = 1 kg.....	72
Graf 21: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních těstovin při FU = 1 kg .....	73
Graf 22: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčních těstovin při FU = 1 kg.....	73
Graf 23: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologických těstovin při FU = 1 kg .....	74
Graf 24: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních brambor při FU = 1 ha.....	75
Graf 25: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních brambor při FU = 1 kg .....	76
Graf 26: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčních brambor při FU = 1 kg.....	76
Graf 27: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologických brambor při FU = 1 kg .....	77
Graf 28: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních loupaných brambor při FU = 1 kg.....	78
Graf 29: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčních loupaných brambor při FU = 1 kg.....	78
Graf 30: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologických loupaných brambor při FU = 1 kg.....	79
Graf 31: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologických a konvenčních hranolků při FU = 1 kg.....	80
Graf 32: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčních hranolků při FU = 1 kg.....	80
Graf 33: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologických hranolků při FU = 1 kg.....	81



Graf 34: Srovnání environmentálních dopadů ekologické a konvenční bramborové kaše při FU = 1 kg.....	82
Graf 35: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční bramborové kaše při FU = 1 kg .....	82
Graf 36: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické bramborové kaše při FU = 1 kg .....	83
Graf 37: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční cibule při FU = 1 ha .....	84
Graf 38: Srovnání environmentálních dopadů ekologické a konvenční cibule při FU = 1 kg .....	84
Graf 39: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční cibule při FU = 1 kg .....	85
Graf 40: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické cibule při FU = 1 kg .....	85
Graf 41: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního zelí při FU = 1 ha .....	86
Graf 42: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologického a konvenčního zelí při FU = 1 kg .....	87
Graf 43: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenčního zelí při FU = 1 kg .....	87
Graf 44: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologického zelí při FU = 1 kg .....	88
Graf 45: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční mrkve při FU = 1 ha .....	89
Graf 46: Srovnání environmentálních dopadů produkce ekologické a konvenční mrkve při FU = 1 kg.....	89
Graf 47: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA konvenční mrkve při FU = 1 kg .....	90
Graf 48: Environmentální dopad jednotlivých procesů při LCA ekologické mrkve při FU = 1 kg .....	90
Graf 49: Procentuální vliv dopadu jednotlivých procesů v ekologickém zemědělství .....	94
Graf 50: Procentuální vliv dopadu závlahových systémů ve skupině agrotechnických operací.....	95

Graf 51: Procentuální vliv dopadu jednotlivých procesů v konvenčním zemědělství	97
Graf 52: Procentuální vliv dopadu jednotlivých hnojiv v systému konvenčního zemědělství.....	98
Graf 53: Srovnání environmentálních dopadů jedné porce bramborové přílohy.....	101
Graf 54: Bod zvratu transportu pro ekologickou mrkev .....	104
Graf 55: Regionalita a systém produkce mrkve I. – ekologická (CZ) vs. konvenční (NL).....	104
Graf 56: Regionalita a systém produkce mrkve II. – konvenční (CZ) vs. ekologická (NL).....	105

#### **8.4. Seznam příloh**

Příloha 1: Výpočet emisí N <sub>2</sub> O po aplikaci hnojiv – metodika IPCC Tier 1 (De Klein, 2006) .....	139
Příloha 2: Výpočet emisí CO <sub>2</sub> po aplikaci vápnění a po aplikaci močoviny - metodika IPCC Tier 1 (De Klein, 2006).....	141
Příloha 3: Seznam publikovaných článků a příspěvků, grantová činnost.....	142

## 9. Přílohy

**Příloha 1:** Výpočet emisí N<sub>2</sub>O po aplikaci hnojiv – metodika IPCC Tier 1 (De Klein, 2006)

### 1. Celkové emise oxidu dusného:

$$N_2O = N_2O_{\text{DIRECT}} + N_2O_{\text{INDIRECT}}$$

N<sub>2</sub>O<sub>DIRECT</sub>: roční přímé emise z obdělávané půdy (kg N/ha)

N<sub>2</sub>O<sub>INDIRECT</sub>: roční nepřímé emise z obdělávané půdy (kg N/ha)

#### 1.1. přímé emise oxidu dusného

$$N_2O - N_{\text{DIRECT}} = (F_{\text{SN}} + F_{\text{ON}}) * EF_1$$

$$N_2O_{\text{DIRECT}} = N_2O - N_{\text{DIRECT}} * (44/28)$$

F<sub>SN</sub>: roční dávka syntetických hnojiv (kg N/ha)

F<sub>ON</sub>: roční dávka organických hnojiv (kg N/ha)

EF<sub>1</sub>: emisní faktor pro emise oxidu dusného (kg N<sub>2</sub>O – N)

##### 1.1.1. syntetická hnojiva

$$F_{\text{SN}} = N_{\text{FERT}} * (1 - \text{FracGASF})$$

N<sub>FERT</sub>: roční množství aplikovaného hnojiva (kg N/ha)

FracGASF: frakce dusíkatých ztrát přes NH<sub>3</sub> a NO<sub>x</sub>

##### 1.1.2. organická hnojiva

$$F_{\text{ON}} = F_{\text{AM}} + F_{\text{SEW}} + F_{\text{COMP}} + F_{\text{OOA}}$$

F<sub>AM</sub>: roční množství aplikovaného hnoje (kg N/ha)

F <sub>SEW</sub> :	roční množství aplikovaného živočišného odpadu (kg N/ ha)
F <sub>COMP</sub> :	roční množství aplikovaného kompostu (kg N/ ha)
F <sub>OOA</sub> :	roční množství jiného aplikovaného organického hnojiva (kg N/ ha)

## 1.2. nepřímé emise oxidu dusného

$$N_2O - N_{INDIRECT} = (N_2O_{(G)} + N_2O_{(L)}) * (44/28)$$

N <sub>2</sub> O <sub>(G)</sub> :	emise z atmosférické depozice NH <sub>3</sub> a NO <sub>x</sub> (kg N/rok)
N <sub>2</sub> O <sub>(L)</sub> :	emise způsobené průsakem a splachem N (kg N/rok)

### 1.2.1. atmosférická depozice

$$N_2O_{(G)} = [(F_{SN} * Frac_{GASF}) + (F_{ON}) * Frac_{GASM}] * EF_4$$

Frac <sub>GASF</sub> :	Ffrakce syntetického N, který volatilizuje jako NH <sub>3</sub> a NO <sub>x</sub>
Frac <sub>GASM</sub> :	frakce organického N, který volatilizuje jako NH <sub>3</sub> a NO <sub>x</sub>
EF <sub>4</sub> :	emisní faktor pro N-volatilizaci

### 1.2.2. průsak a splach

$$N_2O_{(L)} = (F_{SN} + F_{ON}) * Frac_{LEACH} * EF_5$$

Frac <sub>LEACH</sub> :	frakce dusíkových ztrát skrz průsak a splach
EF <sub>5</sub> :	emisní faktor pro průsak a splach

Parametry koeficientů dle českého národního inventarizačního reportu skleníkových plynů (Krtková et al., 2015)

EF <sub>1</sub>	0,01	Frac <sub>GASF</sub>	0,1
EF <sub>4</sub>	0,01	Frac <sub>GASM</sub>	0,2
EF <sub>5</sub>	0,0075	Frac <sub>LEACH</sub>	0,3

**Příloha 2:** Výpočet emisí CO<sub>2</sub> po aplikaci vápnění a po aplikaci močoviny - metodika IPCC Tier 1 (De Klein, 2006)

1. Oxid uhličitý uvolněný po aplikaci vápnění

$$\text{CO}_2 = M_{\text{vápenec}} * \text{EF}_{\text{vápenec}} * (44/12)$$

M: roční dávka vápence (t CaCO<sub>3</sub>/ha)

EF: emisní faktor pro množství C ve vápenci

2. Oxid uhličitý uvolnění po aplikaci močoviny

$$\text{CO}_2 = M_{\text{močovina}} * \text{EF}_{\text{močovina}} * (44/12)$$

M: roční dávka močoviny (t močoviny/ha)

EF: emisní faktor pro množství C v močovině

EF<sub>vápenec</sub> 0,12

EF<sub>močovina</sub> 0,20

**Příloha 3:** Seznam publikovaných článků a příspěvků, grantová činnost

## Publikované články a příspěvky

KAPITULČINOVÁ, Dana., **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Jan WEINZETTEL, Miroslav HAVRÁNEK a Iva ZVĚŘINOVÁ. Metodika stanovení Nutriční stopy a její praktické využití v podmínkách ČR. Certifikovaná metodika (MŽP), Centrum pro otázku životního prostředí: Univerzita Karlova, 2017. (v recenzním řízení)

BERNAS, Jaroslav, Jan MOUDRÝ, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Marek KOPECKÝ a Petr KONVALINA. Energy crops growing - impact on greenhouse gases emissions. *Journal of Environmental Protection and Ecology*. **2016**(3), 950-960.

MOUDRÝ (jr.), Jan, Jan MOUDRÝ a **Zuzana JELÍNKOVÁ**. The Use of organic Foods, Regional, Seasonal and Fresh Food in Public Caterings. In: KONVALINA, Petr. *Organic Farming - A Promising Way of Food Production*. Rijeka: Intech, 2016. ISBN 978-953-51-4582-0.

**JELÍNKOVÁ, Zuzana**, Jan MOUDRÝ, Jan MOUDRÝ (jr.), Jaroslav BERNAS a Marek KOPECKÝ. Life Cycle Assesment method – tool for evaluation. In: LLAMAS, Paustien. *Greenhouse Gases*. Rijeka: Intech, 2016. ISBN 978-953-51-4323-9.

BERNAS, Jaroslav, Jan MOUDRÝ jr., **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Z., Marek KOPECKÝ, Petr KONVALINA, Jan MOUDRÝ. Energy crops growing – impact on greenhouse gases emissions. *Journal of Environmental Protection and Ecology*. 2016, **17**(3), 950-960.

**JELÍNKOVÁ, Zuzana**, Jan MOUDRÝ jr., Jaroslav BERNAS, Marek KOPECKÝ, Jan MOUDRÝ, Petr KONVALINA. Environmental and economic aspects of Triticum aestivum L. and Avena sativa growing. *Open Life Sci.* 2016, 11, 533–541 .

KOPECKÝ, Marek., Jan MOUDRÝ jr., Jaroslav BERNAS, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Petr KONVALINA, Radka VÁCHALOVÁ, Jan MOUDRÝ, Ladislav KOLÁŘ.

Effect of fertilization on the yields of tall wheatgrass harvested once a year. *Lucrări Ştiinţifice, seria Agronomie*. 2016 **59**(1), 109-112.

BERNAS, Jaroslav, Marek KOPECKÝ, Jan MOUDRÝ jr., **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Jan MOUDRÝ, Karel SUCHÝ. Cultivation of tall wheatgrass and reed canary grass for energy purposes in terms of environmental impacts. In: *Proceeding of 6th International Conference on Trends in Agricultural Engineering 2016*, 64-70.

MOUDRÝ (jr.), Jan, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Jaroslav BERNAS, Marek KOPECKÝ, Petr KONVALINA, Jan MOUDRÝ a Jana MRÁČKOVÁ. Greenhouse gases emissions from selected crops growing within organic farming. *Acta Fytotechnica et Zootechnica*. 2015, **18**(Special issue), 56-58.

BERNAS, Jaroslav, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Jan MOUDRÝ (jr.), Marek KOPECKÝ a Jan MOUDRÝ. Miscanthus – Possibility of greenhouse gas emission mitigation. In: *Mendelnet 2015*. Brno: Mendel University in Brno, 2015, s. 183-188. ISBN 978-80-7509-363-9.

BERNAS, Jaroslav, Jan MOUDRÝ (jr), **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Marek KOPECKÝ, Petr KONVALINA a Jan MOUDRÝ. Maize production for energy purposes – the emission load. *Lucrări Ştiinţifice, seria Agronomie*. 2015, **58**, 23-28.

MOUDRÝ (jr.), Jan, Jaroslav BERNAS, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Marek KOPECKÝ, Petr KOVALINA, Jan MOUDRÝ a Jiřina SLABÁ. Greenhouse Gases emissions from oat production within conventional and organic farming. *Lucrări Ştiinţifice, seria Agronomie*. 2015, **58**, 17-22.

KOPECKÝ, Marek, Jan MOUDRÝ (JR), Jaroslav BERNAS, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Jan MOUDRÝ, Petr KONVALINA a Martin ŠLACHTA. Drought impact on the germination of selected energy grass species. *Journal of Central European Agriculture*. 2015, **16**(4), 503-513.

BERNAS, Jaroslav, Jan MOUDRÝ (jr.), **Zuzana JELÍNKOVÁ** a Marek KOPECKÝ. Greenhouse gasses emissions during maize growing for energy pur

poses. In: POLÁK, Ondřej, Radim CERKAL a Petr ŠKARPA. *Proceedings of International PhD Students Conference*. Brno: Mendel University in Brno, 2014, s. 219-223. ISBN 978-80-7509-174-1.

KONVALINA, Petr, Ivana CAPOUCHOVÁ, Hana HONSOVÁ, Evženie PROKINOVÁ, Dagmar JANOVSKÁ, Jaroslav BERNAS, Marek KOPECKÝ, Jan MOUDRÝ (jr.) a **Zuzana JELÍNKOVÁ**. Organic wheat seed quality. *Lucrări Științifice, Seria Agronomie*. 2014, 57(1), 11-15.

MOUDRÝ (jr.), Jan, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Marek KOPECKÝ, Jaroslav BERNAS, Jan MOUDRÝ, Petr KONVALINA a Václav KALKUŠ. Emissions of greenhouse gases from the egg production within the conventional and organic farming system. *Lucrări Științifice, Seria Agronomie*. 2014, 57(1), 17-21.

BERNAS, Jaroslav, Marek KOPECKÝ, Jan MOUDRÝ (jr.), Jan MOUDRÝ, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Petr KONVALINA, a Jan MOUDRÝ. Comparison of germination of selected energy grasses species withing different water regimes. *Lucrări Științifice, Seria Agronomie*. 2014, 57(1), 29-34.

**JELÍNKOVÁ, Zuzana**, Jan MOUDRÝ (jr.), Jan MOUDRÝ, Jaroslav BERNAS, Marek KOPECKÝ, Petr KONVALINA. LCA method - tool for food production evaluation. *Lucrări Științifice, Seria Agronomie*. 2014, 57(1), 23-27.

BERNAS, Jaroslav, Marek KOPECKÝ, Jan MOUDRÝ (jr.), **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Jan MOUDRÝ a Petr KONVALIN. Výnosové a ekonomické aspekty pěstování vybraných energetických rostlin. *Úroda 62*. 2014, 62(12), 315-318.

MOUDRÝ (jr.), Jan, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Radek PLCH, Jan MOUDRÝ, Petr KONVALINA a Robin HYPŠLER. The emissions of greenhouse gases produced during growing and processing of wheat products in the Czech Republic. *Journal of Food, Agriculture and Environment*. 2013, 11(1), 1133-1136.

MOUDRÝ (jr.), Jan, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Jan MOUDRÝ, Jaroslav BERNAS, Marek KOPECKÝ a Petr KONVALINA. Influence of farming systems on



production of greenhouse gases emissions within cultivation of selected crops. *Journal of Food, Agriculture and Environment*. 2013, **11**(3-4), 1015-1018.

MOUDRÝ (jr.), Jan, **Zuzana JELINKOVÁ**, Martina JARESOVA, Radek PLCH, Jan MOUDRÝ a Petr KONVALINA. Assessing greenhouse gas emissions from potato production and processing in the Czech Republic. *Outlook on Agriculture*. 2013, **42**(3), 179-183.

MOUDRÝ (jr.), Jan, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Jan MOUDRÝ, Marek KOPECKÝ a Jaroslav BERNAS. Production of greenhouse gases within cultivation of garlic in conventional and organic farming system. *Lucrări Științifice, Seria Agronomie*. 2013, **56**(2), 15-19.

MOUDRÝ (jr.), Jan, **Zuzana JELÍNKOVÁ**, Jan MOUDRÝ a Petr KONVALINA. Greenhouse gas emission within the production of potatoes in central Europe. *Lucrări Științifice, Seria Agronomie*. 2012, **55**(2), 19-20.

MOUDRÝ (jr.), Jan, **Zuzana JIROUŠKOVÁ**, Radek PLCH, Jan MOUDRÝ, Petr KONVALINA a Robin HYPŠLER. Emisní zátěž při pěstování a zpracování pšenice. *Úroda*. 2011, **59**(23), 503-506.

**JIROUŠKOVÁ, Zuzana**, Jan MOUDRÝ a Jan MOUDRÝ (jr.). Emise skleníkových plynů při produkci brambor. *Úroda*. 2011, **59**(23), 501-502.

PLCH, Radek, **Zuzana JIROUŠKOVÁ**, Pavel CUDLÍN a Jan MOUDRÝ. The comparison of conventional beef production and bio-production using the method of life cycle assessment. In: ŠARAPATKA, Bořivoj. *3rd scientific conference: theme: New findings in organic farming research and their possible use for Central and Eastern Europe*. Praha: Bioinstitut Olomouc, 2011, s. 90-94.

MOUDRÝ (jr.), Jan, **Zuzana JIROUŠKOVÁ**, Robin HYPŠLER, Petr KONVALINA, Radek PLCH a Jan MOUDRÝ. Carbon Dioxide equivalent emission load within production and processing of wheat under conditions of organic and

conventional farming systems. *Lucrări Științifice, Seria Agronomie*. 2011, **54**(2), 38-41.

MOUDRÝ (jr.), Jan, Jan MOUDRÝ, **Zuzana JIROUŠKOVÁ** a Petr KONVALINA. Pěstitelské technologie a emise CO<sub>2</sub>. *Úroda*. 2010, **58**(12), 725-728.

Grantová činnost související s vypracováním či dalším rozvojem výsledků a metodik disertační práce

**PRIMUS (UK)** - Environmental consequence of city-centered lifestyles (2017 – doposud)

**TAČR (TD03000150)** - Metodika stanovení nutriční stopy pro vyjádření environmentálních a zdravotních aspektů spotřeby potravin v ČR“ (2016 – doposud)

**M00225-EUS-AT-UMBESA**: Udržitelný jídelníček – realizace udržitelnosti ve stravovacích zařízeních za zvláštního zohlednění regionálních, sezonních a ekologických potravin a čerstvě připravovaných jídel (2012-2014)

**GAJU 063/2013/Z** - Multifunkční zemědělství – nové přístupy a techniky ve využívání genetických zdrojů, ochraně biodiverzity, harmonizaci produkčních a mimoprodukčních funkcí.

**INTERREG IV-EUS-M00080**: SUKI Možnosti veřejných stravovacích zařízení ohledně redukce emisí oxidu uhličitého - Sustainable kitchen (2009-2011)