

Факултет инжењерских наука Универзитета у Крагујевцу



Назив студијског програма: Инжењерство заштите животне средине

Ниво студија: Мастер академске студије

Модул: Инжењерство заштите животне средине

Предмет: Анализа животног циклуса

Број индекса: 324/2018

Душан В. Вукомановић

**Оцена утицаја животног циклуса као фаза
Анализе животног циклуса**

мастер рад

Комисија за преглед и одбрану:

1. **др Данијела Николић, доцент - ментор**

2. _____

3. _____

Датум одбране: _____

Оцена: _____

У оквиру овог мастер рада кандидат треба, поред укратко описаног општег оквира методе Анализе животног циклуса, детаљно да представи Оцену утицаја животног циклуса као један од корака методологије Анализе животног циклуса. Посебан осврт дати на категорије утицаја и индикаторе утицаја, као и на процесе карактеризације, нормализације, тежинског осредњавања и интерпретацију резултата.

Препоручена литература:

- [1] Rosenbaum, Ralph K., Hauschild, Michael Zwicky, Boulay, Anne-Marie, Fantke, Peter, Laurent, Alexis, Núñez, Montserrat, Vieira, Marisa, *Life Cycle Impact Assessment*; Universitat de Lleida, Escola Politècnica Superior, 2011.
- [2] Hauschild, M.Z., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., MacLeod, M., Margni, M., Van de Meent, D., Rosenbaum, R.K., McKone, T.E.: *Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals*, Environ. Sci. Technol, 2008.
- [3] Núñez, M., Civit, B., Muñoz, P., Arena, A.P., Rieradevall, J., Antón, A.: *Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment*, 2010.

Крагујевац, новембар 2019. године.

Ментор:

Др Данијела Николић, доцент

РЕЗИМЕ:

Предмет овог рада је посвећен трећој фази Анализе животног циклуса (Life Cycle Analysis - LCA), где је списак информација животног циклуса о основним токовима преведен оцену утицаја на животну средину. За разлику од друге три LCA фазе, Оцена утицаја животног циклуса (Life Cycle Impact Assessment - LCIA) се у пракси највише обавља путем софтвера, али главни принципи, модели и фактори би и даље требали да буду разумљиви да би се осигурала квалификована интерпретација резултата. У овом раду се говори о основама LCA, и отвара се црна кутија LCIA са њеном карактеризацијом моделом и фактором како би се представила основна сврха и карактеристике оцене утицаја животног циклуса, обавезним и опционим корацима у LCIA према ISO стандарду, и наука и методе које прожимају сваку од категорија утицаја животне средине. Нуди свеобухватну квалитативну компарацију главних елемената, особина и најновијих LCIA метода за сваку категорију, како би се инжењерима омогућио избор праве LCIA методе.

Кључне речи: Анализа животног циклуса (LCA), оцена утицаја животног циклуса (LCIA), утицај на животну средину, категорије утицаја.

ABSTRACT:

The subject of this paper is dedicated to the third phase of the Life Cycle Analysis (LCA), where a list of life cycle information on baselines is translated into environmental impact assessment. Unlike the other three LCA phases, Life Cycle Impact Assessment (LCIA) is mostly done through software, but the main principles, models and factors should still be understood to ensure a qualified interpretation of the results. This paper discusses the basics of LCA, and opens a black LCIA box with its model and factor characterization to represent the basic purpose and characteristics of life cycle impact assessment, mandatory and optional steps in the LCIA to ISO standards, and the science and methods that permeate it each of the environmental impact categories. It offers comprehensive qualitative comparisons of major elements, features and the latest LCIA methods for each category, to allow engineers to choose the right LCIA method.

Key words: Life Cycle Analysis (LCA), Life Cycle Impact Assessment (LCIA), Environmental Impact, Impact Categories.

САДРЖАЈ:

1. Увод.....	1
2. Обавезни кораци оцене утицаја животног цоклуса према ISO 14040/14044.....	4
2.1. Одабир категорија утицаја, индикатора категорија и модела карактеризације.....	4
2.1.1. Како изабрати LCIA метод.....	6
2.2. Класификација.....	8
2.3. Карактеризација	8
2.3.1. Шта је фактор карактеризације	8
2.3.2. Како се рачуна фактор карактеризације	9
2.3.3. Утицаји везани за емисију	9
2.3.4. Утицаји у вези екстракције сировина	10
2.3.5. Индикатор утицаја	10
2.3.6. Индикатори средњег утицаја	11
2.3.7. Индикатори крајњих утицаја	12
2.3.8. Средња или крајња процена?	14
2.3.9. Просторна варијабилност и регионализација	14
2.3.10. Јединице.....	15
2.3.11. Непоузданост (Несигурност)	16
2.3.12. Које су главне претпоставке	17
3. Опциони кораци процене утицаја животног циклуса према ISO 14040/14044....	19
3.1. Нормализација.....	19
3.2. Агрегација (пондерисање).....	21
3.3. Груписање.....	24
4. Отисци насупротив LCA.....	25
5. Детаљни опис категорија утицаја тренутно процењених у LCA	29
6. Климатске промене	30
6.1. Проблем	30
6.2. Еколошки механизам.....	32
6.3. Емисије и главни извори климатских промена.....	35
6.4. Постојећи модели карактеризације	36
7. Стратосферско смањивање озона.....	38
7.1. Проблем	38
7.2. Еколошки механизам	39

7.3. Емисије и главни извори смањивања стратосферског озона.....	42
7.4. Постојећи модели карактеризације	42
8.1. Проблем	43
8.2. Еколошки механизам	43
8.3. Емисије и главни извори закишељавања	45
8.4. Постојећи модели карактеризације	46
9. Еутрофикација	47
9.1. Проблем	47
9.2. Еколошки механизам.....	47
9.3. Емисије и главни извори еутрофикације	51
9.4. Постојећи модели карактеризације	51
10. Фотохемијско стварање озона	52
10.1. Проблем	52
10.2. Еколошки механизам.....	52
10.3. Емисије и главни извори фотохемијског стварања озона.....	54
10.4. Постојећи модели карактеризације	55
11. Екотоксичности.....	56
11.1. Проблем	56
11.2 Еколошки механизам.....	56
11.3. Емисија и главни извори екотоксичности	61
11.4. Постојећи модели карактеризације	61
12. Токсичност за људе.....	63
12.1. Проблем	63
12.2. Еколошки механизам.....	63
12.3. Емисија и главни извори токсичности за људе.....	66
12.4. Постојећи модели карактеризације	66
13. Формирање честица	67
13.1. Проблем	67
13.2. Еколошки механизам.....	68
13.3. Емисије и главни извори формирања честица	70
13.4. Постојећи модели карактеризације	70
14. Употреба земљишта	71
14.1. Проблем	71

14.2. Еколошки механизам.....	72
14.3. Постојећи модели карактеризације	74
15. Употреба воде	77
15.1. Проблем	77
15.2. Еколошки механизам.....	77
15.3. Постојећи модели карактеризације	81
16. Употреба абиотских ресурса	84
16.1. Проблем	84
16.2. Механизам заштите живе средине	85
16.3. Постојећи модели карактеризације	86
17. Закључак	90
18. Литература	91

1. Увод

Потреба за енергијом у свету је сваким даном све већа, што резултира стварање значајних количина отпада и емисија у животну средину. Научна истраживања очекују да ће се светска потрошња енергије повећати за 71% од 2003. до 2030. године.

Унутар животног циклуса одређеног производа постоји редослед фаза животног циклуса. Углавном се ове фазе животног циклуса могу поделити на:

- фазу производње (екстракција сировина, руковање и прерада),
- фазу рада (уобичајена употреба и употреба производа према предвиђеној намени) и
- фазу одлагања (крај животног века производа крајњим одлагањем или рециклирањем).

Свака од ових фаза троши одређену количину енергије, минерала, воде итд., што касније изазива штетан утицај на животну средину. Овај утицај на животну средину може углавном утицати на три подручја заштите:

- природно окружење (екосистем),
- људско здравље и
- природне ресурсе.

Постоје многе дефиниције Анализе животног циклуса у литератури. У Удружењу токсикологије и хемије у животној средини (Society of Environmental Toxicology and Chemistry - SETAC), Анализа животног циклуса (Life Cycle Analysis - LCA), се дефинише као објективан процес за процену оптерећења животне средине која су повезана са производом, процесом или активношћу, идентификовањем и квантификавањем потрошње енергије и материјала, испуштања у животну средину, процени и примени могућности за утицај на побољшање животне средине. Процена укључује цео животни циклус производа, процесе или активности, обухватајући експлоатацију и обраду материјала, производњу, транспорт и дистрибуцију, употребу, поновну употребу, одржавање, рециклирање и коначно одлагање.

Друга дефиниција за LCA може се наћи у ISO14040 стандарду, где се LCA описује као техника за процену аспеката заштите животне средине и потенцијалних утицаја који су повезани са производом: анализом инвентара релевантних улаза и излаза производног система, проценом потенцијалних утицаја на животну средину који су повезани са улазима и излазима и интерпретацијом резултата анализе инвентара и фазама процене утицаја.

Према ISO 14040 препорукама, дат је оквир за рад како би се спровео поступак LCA. Ове препоруке могу се сумирати у следећа четири главна корака:

- дефиниција циља и предмета;
- анализа инвентара;

- оцена утицаја животног циклуса и
- интерпретација резултата.

У пракси Оцена утицаја животног циклуса (Life Cycle Impact Assessment - LCIA) је фаза која је у великој мери аутоматизована и у основи захтева да инжењер изабере LCIA метод и неколико других подешавања за то преко менија и дугмића у LCA софтверу. Ипак, колико год то лако изгледало, без разумевања основа принципа и значења индикатора, није могућ ни избор LCIA методе ни значајнија и робусна интерпретација LCA резултата. Ово поглавље има за циљ да отвори црну кутију LCIA са њеним моделима карактеризације и факторима и да објасни:

- њену главну сврху и карактеристике;
- обавезне и опционе кораке према ISO стандардима и,
- значај и употребу сваке категорије утицаја.

Када се утврди попис инвентара животне средине који обухвата све основне токове битне за производни систем који је под анализом, следеће питање на које дајемо одговор било би: како упоредити 1g олова пуштених у воду са 1g CO₂ пуштених у ваздух – другим речима како упоредити јабуке са крушкама? Процена утицаја животног циклуса је фаза LCA која циља на процену величине доприноса сваког од основних токова (нпр емисија или употреба ресурса у производном систему) на животну средину. Њена сврха је да оцени производни систем са еколошког аспекта коришћењем категорија утицаја и категорија индикатора као спону са резултатима анализе залиха. Ово ће дати информације кориснику у фази интерпретације [1].

Кључно питање ове фазе LCA и овог рада јесте :

Шта је утицај на животну средину? Може бити дефинисан као сет еколошких промена, позитивних или негативних, захваљујући антропогеном утицају. Овакви утицаји су анализирани коришћењем широког опсега квантитативних и квалитативних алата, сви са специфичном сврхом и циљем да информишу или омогуће више одрживе одлуке. У LCA ово је важна фаза јер претвара основни ток са инвентара у потенцијални утицај на средину. Ово је неопходно обзиром да сви основни токови само количине емитоване или коришћене али не директно упоредиве једна са другом у смислу важности њиховог утицаја. На пример 1kg метана емитованог у ваздуху нема исти утицај на климатску кромину као 1kg CO₂ иако су емитоване количине исте, пошто је метан много штетнији гас стаклене баште. LCIA методе карактеризације у основи моделирају еколошки механизам који је основа сваке категорије утицаја као узрок – ефекат ланаца почевши од еколошке интервенције па све до утицаја. Ипак, резултати LCIA не би требало бити интерпретирани као предвиђени стварни еколошки ефекти ни као предвиђено прекорачење прага или сигурносних маргина ни као ризици за животну средину или људско здравље. Резултати ове LCA фазе су скор који представља потенцијалне утицаје, концепт који је објашњен у даљем тексту овог рада.

ISO 14040/14044 стандард разликује и обавезне и опционе кораке за LCIA фазу, што ће бити објашњено даље у овом раду [2, 3].

Обавезни кораци:

- одабир категорија утицаја, индикатора и модела карактеризације (у пракси типично се бира постојећи LCIA метод);
- класификација/додељивање LCI резултата категоријама утицаја према њиховом познатом потенцијалном ефекту на пример у пракси типично одрађено аутоматски уз помоћ LCI базе података и LCA софтвера: на који утицај доприноси сваки LCI резултат и,
- карактеризација (израчунавање резултата индикатора категорија резултира квантификовањем доприноса из токова залиха за различите категорије утицаја).

Опциони кораци:

- Агрегација (тежинско осредњавање сваке категорије утицаја),
- груписање (агрегирање неколико резултата индикатора утицаја у једну групу).

Као што је већ поменуто важно је имати на уму да утицаји процењени од стране LCIA фазе треба интерпретирати као потенцијале тих утицаја, не као стварне утицаје ни као прекорачење прагова безбедносних маргина [2, 3].

2. Обавезни кораци оцене утицаја животног циклуса према ISO 14040/14044

2.1. Одабир категорија утицаја, индикатора категорија и модела карактеризације

Одабир категорије утицаја мора да буде у складу са циљем студије и да је урађен у фази дефиниције обима пре прикупљања података. Честа потешкоћа је одређивање критеријума који дефинише шта је корисно и потребно у контексту студије. Неки критеријуми су дати од стране ISO 14044, или као препорука или као услов који је обавезан. Обавезни критеријуми су неопходни због сагласности са ISO стандардима и због тога ће бити главни фокус критичког прегледа. Неки од ових препоручених и обавезних критеријума се тичу инжењера и програмера LCIA методе, док су други више релевантни за програмера LCA софтвера. Ипак, фокус је на инжењерима [2].

ISO 14044 наводи да избор категорије утицаја мора да осигура да оне:

- нису поуздане – да не воде до дуплог рачуњања;
- да не прикривају значајне утицаје;
- да су потпуне и,
- дозвољавају праћење.

Листа садржи број обавезних критеријума који захтевају да одабир категорије утицаја, индикатора категорија и модела карактеризације треба да буде:

- конзистентан са циљем и обимом студије (на пример процена одрживости животне средине је циљ студије, инжењер не сме да изабере ограничен сет индикатора или само један индикатор јер то не би било конзистентно са тим да се не пребацује терет између категорија утицаја);
- оправдан у извештају студије;
- свеобухватан у односу на еколошке проблеме повезане са производним системом у оквиру студије (у ствари да сви еколошки проблеми представљени кроз различите категорије утицаја, на које производни систем може да утиче, буду укључени у циљу откривања који проблеми се пребацују између категорија) и,
- документовани са свим информацијама и изворима који се користе (у пракси је довољно навести LCIA методе заједно са главном референцом, која треба да пружи све примарне референце коршћене за прављење методе).

ISO 14044 препоруке за одабир категорије утицаја, индикатора утицаја и модела карактеризације од стране инжењера укључују:

- међународно признате категорије утицаја, индикаторе категорија и моделе карактеризације (засноване на интернационалном споразуму или одобрене од стране интернационалних институција);
- минимизирање избора вредности и претопставки изведених током избора категорија утицаја, индикатора категорија и модела карактеризације;

- научни и технички модели карактеризације за сваки индикатор категорије (да није заснован на необјављеном или застарелом материјалу) и,
- еколошка релевантност категоријских индикатора.

Бројни други критеријуми или и практична ограничења изван ISO 14044 се примењују, свесно или несвесно, често на основу искуства и препоруке колега. У пракси селекција категорија утицаја обично се своди на избор LCIA методе (или неколико) доступних у верзији LCA софтвера коме инжењер има приступ. Екстремни фактори за овај избор су:

- захтеви који прате дефинисани циљ и обим дефинисања LCA;
- захтеви од стране LCA инжењера и,
- фиксни захтеви на пример за декларације еколошких производа.

Практична ограничења се састоје од:

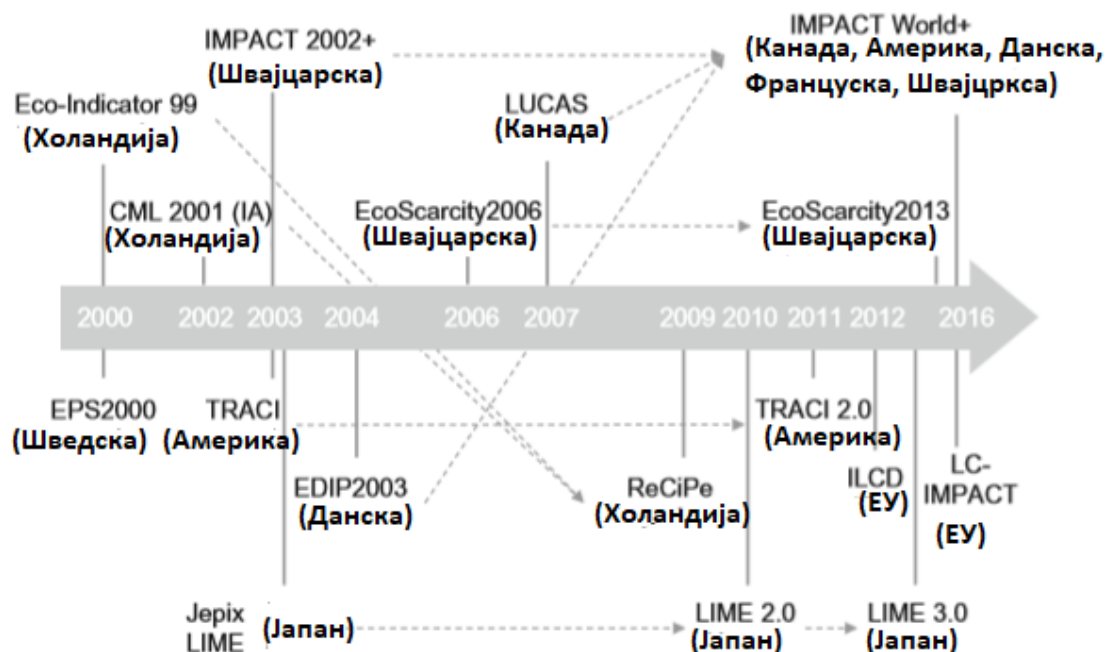
- доступности и комплетности и квалитета LCA резултата захтеваних за посебну категорију утицаја;
- доступности и комплетности модела карактеризације и фактора за специфичну категорију утицаја, укључујући потребу за разматрање специфичних ретких или нових категорија утицаја као што је звук, који могу бити подржани од стране једне или друге LCIA методе и,
- ако је потребна нормализација, доступност, квалитет и комплетност нормализацијских фактора за специфичну категорију или LCIA метод.

Ако практична ограничења онемогућавају да инжењер укључи оно што је идентификовано као релевантну категорију утицаја, треба да буде наглашено у оквиру дискусије и интерпретације LCA резултата и потребних коментара у смислу да ли то мења закључке. На илустративном примеру прозорског окна, метод препоручен за карактеризацију од стране Међународног референтног система животног циклуса (The International Reference Life Cycle Data System - ILCD) система је изабран као метод процене утицаја животног циклуса и све категорије утицаја обухваћене том методом су укључене у студију [4].

У општој LCA пракси, одређен број индикатора категорија, заснованих на специфичним моделима карактеризације су комбиновани у унапред дефинисане групе метода (или сетова метода) и често се називају методе процене утицаја животног циклуса или једноставно LCA методе, доступне у LCA софтверима под називима ReCiPe, CML, TRACI, EDIP, LIME, IMPACT 2002+. Ипак, са повећањем броја доступних LCIA метода и индикатора, задатак избора методе индикатора захтева од инжењера разумевање основних карактеристика ових метода и да буде у току са савременим открићима у области LCIA [5].

2.1.1. Како изабрати LCIA метод

Бројне LCIA методе су објављене од појављивања прве методе 1984. Слика 1 показује методологије објављене од 2000. године које задовољавају критеријуме ISO 14044.



Слика 1. LCIA методе објављене од 2000. године са градовима, тачкасте стрелице представљају ажурирања методологије [6]

Ово доводи до бројних критеријума и питања на које треба да се одговори да би се изабрала одговарајућа метода. Ово је листа неисцрпних питања које треба размотрити:

- које категорије утицаја треба да покрите и да ли се могу оправдати они који се искључују?
- у ком региону се животни циклус налази?
- да ли је потребна средња процена или крајња или обе?
- да ли постоје препоруке релевантне организације које могу да се искористе при одабиру методе?
- које основне токове треба окарактерисати?
- колико лако јединице категорије утицаја могу бити интпретиране (на пример апсолутне јединице, еквиваленти, монетарни услови)?
- колико добро је метода документована?
- колико је тешко саопштити резултате? (на пример агрегирање у специфичне групе индикатора);
- да ли треба применити нормализацију и ако да за који референтни систем (у већини случајева се не препоручује мешање фактора карактеризације и нормализације), различитих LCIA метода због разлике нумеричких вредности, јединица и слично;
- када је метода објављена и да ли је до сада било унапређења;

- да ли постоји доступност података за примену регионализоване методологије (због прецизних резултата) и,
- да ли треба квантификовати несигурност LCI и LCIA и да ли LCIA метода то подржава?

ISO 14040/14044 по принципу не пружа било какве препоруке које LCIA методе треба користити, неке организације препоручују употребу специфичних LCIA метода или њихових делова. Европска комисија је утврдила специфичне препоруке за средње и крајње категорије утицаја систематским поређењем и процењивањем свих релевантних постојећих приступа по категорији доводећи до препорука за најбољи приступ. Ово резултира као сет фактора карактеризације, што је директно доступно у Међународном референтном систему животног циклуса (The International Reference Life Cycle Data System - ILCD). Неке методе су препоручене од стране националних институција за употребу у њиховим земљама као што је LIME у Јапану или TRACI у Сједињеним Америчким државама. Обзиром да број доступних LCIA метода и времена које је потребно да би остали информисани о њима, може бити изазовно држати се методе које инжењер зна најбоље (или их је најдуже користио), или према препоруци колега или једноставно је метода захтевана од стране клијента како би се резултати упоредили са претходним студијама. Ипак, корисно је применити систематски приступ избор LCIA методе који у комбинацији са поређењем LCIA методе дозвољава да се одреде релевантна питања и критеријуми, самим тим оптимизирајући интерпретацију и робусност резултата студије [7].

Следеће карактеристике су упоређене по категорији утицаја или LCIA методи на средњем и крајњем нивоу:

- аспекти/болести/екосистеми (који типови утицаја) који су разматрани;
- употребљени модел карактеризације;
- ослањање на маргинални или просечни индикатор;
- разматрање секције емисије;
- разматрање временског периода;
- моделирани географски регион;
- моделирани ниво просторне диференцијације;
- број покривених елементарних токова и,
- јединица индикатора.

Ове карактеристике неће имати исту релевантност за сваког инжењера, студију или одабрану LCIA методу, али су овде идентификоване као релевантне и засноване на чињеницама [1, 4, 6].

2.2. Класификација

У овом кораку, основни токови LCIA су додељени категоријама утицаја којој доприносе.

На пример емисија CO₂ у ваздух је додељена климатској промени или конзумирање воде категорији утицаја коришћења воде. Ово није потешкоћа зато што неке од емитованих супстанци могу имати више утицаја у два мода:

- **паралелно:** супстанца има више симултаних утицаја, као што је CO₂ који узрокује ацидификацију (закишељавање) и токсичан је за људе када се удахне;
- **у серијама:** супстанца има нежељени ефекат и сама постаје узрок нечег другог као што је CO₂ који узрокује ацидификацију која онда мобилише тешке метале у земљи који су онда токсични и за људе и за екосистеме.

Овај корак захтева значајније разумевање и експертско знање о еколошким утицајима и због тога се типично одређује аутоматски путем софтвера (коришћењем експертских, пре програмираних класификацијских табела) и није задатак који би LCA инжењер требао радити [8, 9].

2.3. Карактеризација

У овом кораку елементарни токови LCA се процењују према степену доприноса утицаја. До сада елементарни токови E, класификовани у оквиру специфичне категорије утицаја (репрезентујући еколошки проблем) су помножени са респективним фактором карактеризације CF и сабрани са свим релеватним интервенцијама и (емисија или екстраховање ресурса) резултирајући као скор IS за еколошку категорију утицаја (изажено у специјалној јединици једнако за све елементарне токове и оквиру исте категорије утицаја).

$$IS_C = \sum_i (CF_i * G_i)$$

За сваку категорију утицаја, резултати индикатора су сабрани да одреде укупне резултате за сваку категорију. У наредним секцијама, принципи рачуњања и интерпретације CF-а биће детаљније објашњени. У циљу обезбеђења бољег разумевања шта CF представља за сваку категорију и како су изведени, биће објашњени:

- посматрани проблеми;
- принципи еколошког механизма;
- главни узроци и
- највише коришћени модели карактеризације [10].

2.3.1. Шта је фактор карактеризације

Фактор карактеризације представља допринос по количини елементарног тока специфичне категорије утицаја. Рачуна се коришћењем модела еколошког механизма који представља што реалистичније могуће узорке, ланац догађаја који доводе до ефекта (утицаја) на средину за све елементарне токове који доприносе том утицају. Јединица за CF је иста за све елементарне токове у оквиру категорије утицаја. Дефинисана је од стране инжењера модела карактеризације и може показивати утицај директно у

апсолутим мерама (на пример број случаја болести кроз јединице токсичне емисије) или индиректно кроз повезивање са утицајем референтног елементарног тока (на пример CO₂ еквиваленти / јединица емисија гасова стаклене баште) [11].

2.3.2. Како се рачуна фактор карактеризације

Моделирање фактора карактеризације укључује употребу различитих модела и параметара и обично је спроведено од стране експерта за одређену категорију утицаја и њен пут утицаја или еколошки механизам. Разне претпоставке и методологије су укључене и ово може утицати на пут – резултат у смислу разлика у резултату које се могу јавити за исту категорију утицаја када се примене различите LCIA методе. Ово може бити узето у обзир при интерпретацији резултата LCIA фаза. Први корак при утврђивању категорија утицаја јесте посматрање супротности ефеката средишње тачке, што доводи до закључка да треба уважити такве ефекте у контексту доношења одлука које су усмерене ка одрживом развоју. Када се једном прихвати као ефекат забринутости, фокус је онда како квантификовати посматрани ефекат у оквиру LCA. Основа и почетна тачка било ког модела карактеризације је увек утврђивање модела за еколошки механизам представљен узрок – ефекат. Полазна тачка је увек еколошка интервенција при чему се прави разлика између два типа на основу смера релевантног и елементарног тока између техносфере и екосфере [12].

2.3.3. Утицаји везани за емисију

За први тип емисија у околину, главни узрок – ефекат може бити подељен на следеће главне кораке:

- емисија у ваздух, воду или земљиште (за неке производне системе може бити емисија у ваздуху, у затвореном простору и слично);
- еколошки процеси узрокују транспорт, дистрибуцију и трансформацију емитованих супстанци у околину зависно од физичких и хемијских карактеристика и локалних услова на месту емисије, супстанца може бити пренесена између различитих еколошких одељака, транспортована на удаљена места путем ветра или текуће воде, подложна деградацији и трансформацији у друге молекуле и хемијске врсте;
- посматрање нежељених ефеката у осетљивим метама после излагања супстанце, на пример повећање у броју случајева болести (рангирано од реверзибилних привремених проблема до неповратних трајних проблема и смрти) по уносу јединице у људској популацији или броју погођених врста (на пример болести, понашање, репродукција) после излагања екосистема;
- контакт супстанце из окружења са осетљивом метом као што су животиње и биљке, цели екосистеми (свежа вода, подводни екосистеми, копнени или водени) или људи. Излагање може да укључи процесе као што су инхалација ваздуха или конзумирање хране или воде и,
- разликовање озбиљности посматраних ефеката квантификовањем фракција врста које потенцијално могу нестати из екосистема, или у случају људског здравља давати предност неповратним трајним проблемима, смрти (на пример

ограниченост кретања или дисфункција органа) него реверзибилним привременим проблемима (као што су осип, главобоље).

Ови кораци заједно конституишу еколошки механизам категорије утицаја и његове специфичне карактеристике могу варирати у зависности од категорије утицаја која је посматра [6, 13].

2.3.4 Утицаји у вези екстракције сировина

За други тип елементарног тока, екстракција ресурса из околине, главни ланац узрок – ефекат, може садржати неке или све од следећих корака (са значајним поједностављивањем могућим где за неке ресурсе нису потребни сви кораци, за минерале на пример):

- екстракција или употреба минерала, сирове нафте, воде, земљишта или слично;
- физичке промене локалних услова у околини, на пример земљишни органски састав угљеника, пропусност земљишта, ниво подземне воде, алbedo, пуштање складиштеног угљеника;
- изложеност промена у доступној количини, квалитету или функционалности ресурса и потенцијална конкурентност између корисника (човечанство или екосистеми, са различитим степеном могућности прилагођавања или надокнађивања) на пример губитак становништва, дехидратација, биотска продуктивност земљишта и слично;
- нежељени ефекти на директно погођеним корисницима који су онемогућени да се прилагоде или надокнаде (на пример болести због ниског нивоа квалитета воде, миграције или смрт врста због болести или недостатка становништва, неухрањеност) и доприноси другим утицајима (на пример глобално загревање услед промене у алbedу или пуштеног угљеника) и,
- разликовање озбиљности разматраних ефеката квантификавањем смањења биодиверзитета или људског здравља погођене популације.

Овај механизам ће имати специфичне карактеристике и може да варира значајно између категорија утицаја, али принцип остаје валидан за све категорије утицаја повезане са екстракцијом као што су:

- употреба земљишта (утицаји на биотску продуктивност, секвестрација угљеника, ерозија, механички и хемијски капацитет филтрирања, биодиверзитет и слично);
- употреба воде (утиче на људско здравље водени екосистем, копнени);
- употреба абиотских ресурса (фосилних и минералних) утичу на будућу доступност необновљивих абиотских ресурса и,
- употреба биотских ресурса (риболов, сеча дрва) утиче на будућу доступност обновљивих ресурса екосистема из којих су узети [6, 14].

2.3.5. Индикатор утицаја

Почетна фаза механизма заштите животне средине је одређена еколошком интервенцијом у облику елементарног тока у Анализи инвентара (Life Cycle Inventory - LCI), а допринос од LCI тока је измерен могућношћу да утиче на индикатор за категорију

утицаја који је изабран у складу са узрок - ефекат ланцем категорије утицаја. Осим изводљивости моделирања индикатора, овај избор треба да буде руковођен од стране еколошке релевантности индикатора. На пример, постоји ограничена релевантност при избору људске изложености супстанци као индикатора и његовог утицаја на људско здравље, зато што иако је супстанца узета (конзумирана) од стране популације (на пример изложеност може бити посматрана и квантификована), могуће је да нема никаквог ефекта за здравље због ниске токсичности супстанце и ово би било игнорисано ако би био изабран индикатор који само узима у обзир изложеност. Уопштено, што је ниже на узрок – ефекат ланцу индикатор изабран, већу еколошку релевантност ће имати.

У исто време ниво несигурности модела и параметра може се повећати ниже на узрок – ефекат ланцу, док мерљивост опада (зато и могућност да се провери резултат у односу на посматрања која могу бити директно повезана са оригиналним узроком). Супротно честом погрешном схватању, то не значи да се тотална несигурност индикатора повећава када се иде низ узрок – ефекат ланац, зато што повећање несигурности у параметру и моделу се компензује са повећањем у еколошкој релевантности.

Да би изабрали индикаторе утицаја, програмери морају направити компромис при избору индикатора:

- рано у еколошком механизму, дати мерљивији резултат али са мање еколошке релевантности и удаљенији од питања директно посматраних у животној средини и,
- низводно у еколошком механизму дајући релевантније али тешко проверљиве потврђене информације (нпр деградирани екосистеми, угрожени људски животи).

Ово је довело до утврђивања два различита типа категорија утицаја, примењујући индикаторе на 2 различита нивоа еколошког механизма [6, 15].

2.3.6. Индикатори средњег утицаја

Када је процена утицаја заснована на средишњим индикаторима утицаја, класификација сакупља резултате инвентара у групе токова супстанци које имају могућност да допринесу истом еколошком ефекту у припреми за детаљнију процену потенцијалних утицаја еколошких интервенција, примењујући факторе карактеризације за подразумевању категорију утицаја. На пример, сви основни токови супстанци који могу имати канцерогени ефекат на људе ће бити класификовани у исту средишњу категорију названу "токсични канцероген", а карактеризација ће израчунати њихов допринос том утицају. Типичне средишње категорије (укључујући респективне подкатеорије / путовања утицаја) су:

- климатске промене;
- смањење стратосферског озона;
- закишљавање (копнено, слатководно);
- еутрофикација (копнена, слатководна, морска);
- фотохемијско стварање озона;

- екотоксичност (копнена, слатководна, морска);
- токсичност за људе (канцерогена, неканцерогена);
- формирање честица;
- јонизујућа радијација (људско здравље, водени и копнени екосистеми);
- употреба земљишта (биотска продуктивност, могућност скупљања подземних вода, секвестрација угљеника, албедо, ерозија, капацитет механичке и хемијске филтрације, биодиверзитет);
- употреба воде (људско здравље, водени екосистеми, копнени екосистеми, услуге екосистема);
- употреба абиотских ресурса (фосилних и минералних);
- употреба биотских ресурса (риболов или сеча дрва);
- бука и,
- патогени.

Карактеризација на средишњем нивоу елементарних токова у оквиру инвентара животног циклуса у колекцији резултира као колекција скорева средишњих индикатора утицаја, заједнички се односе на карактерисући профил утицаја произведеног система на средишњем нивоу. Овај профил се може представити као резултат процене утицаја животног циклуса, такође може послужити и као припрема за карактеризацију утицаја на крајњем нивоу [1, 4, 6, 11].

2.3.7. Индикатори крајњих утицаја

Индикатори крајњих утицаја су репрезентативни за различите теме или "области заштите" које бране интересе друштва у погледу људског здравља, екосистема или планетарних функција за одражавање живота укључујући услуге екосистема и ресурса. Као што је дискутовано, крајњи индикатори се бирају низ узрок - ефекат ланац еколошког механизма ближе или до самог краја ланца - области заштите. Бројне различите крајње категорије утицаја стога све доприносе релативно малом сету крајњих индикатора као што се може видети на слици 2.

Ипак, различите одлике су могуће и постоје типичне крајње категорије утицаја а оне су:

- људско здравље;
- природна животна средина или квалитет екосистема и,
- природни ресурси.

Иста листа категорија утицаја као за индикаторе средишњих утицаја може се применити за крајње индикаторе али са даљом разликом у зависности од тога које од 3 области заштите су погођене. Сви крајњи индикатори за исту област заштите имају заједничку јединицу и могу бити сабране у збрини резултат утицаја по области заштите. Пре агрегације ипак еколошки профил на крајњем нивоу је детаљан колико и на средишњем нивоу и дозвољава анализу доприноса за категорије утицаја по области заштите (која категорија утицаја доприноси највише утицајима на људско здравље).

На слици 2 се може видети оквир ILCD карактеризације који повезује елементарне токове из резултата инвентора са резултатима индикатора средње и крајње тачке за 15 категорија утицаја и 3 области заштите [6, 16].



Слика 2. Оквир ILCD карактеризације који повезује елементарне токове из резултата инвентора са резултатима индикатора средње и крајње тачке за 15 категорија утицаја и 3 области заштите [5]

На средишњем нивоу, агрегација и анализа доприноса је једино могућа после примене нормализације и агрегације, што није потребно за резултате крајњег индикатора. У вези са тим постоје три најчешће заблуде:

Заблуда 1: Примењивање нормализације и агрегације на резултате индикатора средишњих утицаја је исто као и рачунање резултата за индикаторе крајњих утицаја. Другим речима, резултати средишњег индикатора који су нормализовани и агрегирани у један утицајни скор по области заштите имају исту јединицу као и резултати крајњег индикатора агрегирани у један скор утицаја по области заштите. С тога, оба резултата су идентична.

Чињеница: Иако је јединица оба агрегирана индикатора иста, њихове нумеричке вредности и физичко значење су потпуно различити. Они нису идентични и не могу бити интерпретрани на исти начин.

Заблуда 2: Прелазећи са средишње на крајњу карактеризацију узрокује губитак информације због агрегирања од око 15 средишњих у само 3 крајња индикатора.

Чињеница: Пре него што је агрегација примењена, индикатори крајњег утицаја су установљени за исти износ категорија утицаја као на средишњем нивоу, али не доприноси свака категорија утицаја свакој области заштите (трошење ресурса не доприноси утицајима људског здравља). С тога, иста анализа доприноса по категорији утицаја је могућа и за нормализоване и пондерисане средишње индикаторе уз избегавање потребе за нормализацијом и пондерисањем и са повезаном повећаном несигурношћу и промени у значењу.

Забуда 3: Крајња карактеризација је непоузданија од средишње карактеризације.

Чињеница: Ово може бити случај када се посматра ограничени сет извора непоузданости и како они доприносе непоузданости вредности индикатора. Ипак, при узимању у обзир свих релевантних извора непоузданости и релевантности индикатора за потребну одлуку, избор индикатора не утиче на несигурност последица одлуке.

Полазећи од средишњих ка крајњим скоровима индикатора, додатни фактори средишње ка крајњој карактеризацији (понекад спомињу као озбиљност или штете факторе карактеризације) су потребни, испољавајући потребу за променом у средишњем индикатору како би се утицало на крајњи индикатор. Неке LCIA методе подржавају само крајњу карактеризацију и овде је средишња и средишња ка крајњој карактеризацији комбинована у један фактор карактеризације [6, 10].

2.3.8 Средња или крајња процена?

Поред везе између еколошке релевантности и различитих извора несигурности која је приказана у раду, могућност за прикупљање информација из средњег ка крајњем нивоу уз избегавање нормализације и пондерисања има предност због пружања многобројних информација (мањи број резултата индикатора) које треба размотрити при доношењу одлуке, а уз то и транспарентних у смислу које питање утицаја су главни утицаји штете. Уместо сагледавања средишње и крајње карактеризације као две алтернативе између којих треба изабрати, препоручује се спровођење LCIA на средњој и крајњој тачки као подршка у интерпретацији добијених резултата [6, 17].

2.3.9. Просторна варијабилност и регионализација

Неки утицаји се описују као глобални зато што је њихов еколошки механизам исти без обзира на то где се у свету догађа емисија. Глобално загревање и смањивање стратосферског озона су примери.

Други утицаји, као што су закишељавање, еутрофикација или токсичност могу бити класификовани као регионални, зато што утичу на континент или мањи регион само око тачке емисије. Утицаји који погађају малу област су одређени као локални утицаји, утицаји воде или директни утицаји употребе земљишта на биодиверзитет на пример. Док код глобалних категорија утицаја место где се догађа интервенција нема значајан утицај на тип и величину на њихове потенцијалне утицаје, за регионалне или локалне утицаје ово може утицати на величину потенцијалних утицаја и до неколико редова величине (токсична емисија која се дешава у великом и широко насељеном граду насупрот негде

у даљини у великој пустињи). Ова просторна варијабилност може се решити на два начина:

- идентификација и моделирање архетипских ситуација емисије и њихових потенцијалних утицаја (на пример токсична емисија у урбани ваздух, рурални ваздух или удаљени ваздух) или спатиализирани архетипови (на пример градске специфичне емисије, формација и позадинска концентрација честица и повезана стопа смртности) или,
- моделирање утицаја са одређеним степеном просторне резолуције (на пример субконтинентални, ниво подводне шупљине, на нивоу државе или GPS решење засновано на мрежи), са карактеризацијом која може бити специфична за било које дато место емисије.

Оба решења захтевају да место емисије буде познато за сваки ток у инвентару или експлицитно (на пример по држави или географским координатама као сто су ширина и дужина) или у вези са најрепрезентативнијим архетипом. У циљу подршке просторно диференцијалној процени утицаја, попис животног циклуса не сме бити састављен да представља једну укупну интервенцију по елементарном току јер ће доћи до губитка информације о локацији интервенција што је потребно да би се изабрао прави CF. Иначе, потребно је користити општи глобални просек CF-а, доводећи до веће несигурности услед просторне варијабилности која није узета у обзир у карактеризацији. За разлику од локално засноване LCIA методе, која обезбеђује један CF по комбинацији елементарног тока и интервенције / емисије, просторно диференцијална метода карактеризације обезбеђује један CF по комбинацији елементарног тока, интервенције / емисије и просторне јединице. За методе засноване на мрежи, ово може изнети више стотина CF-а за сваки елементарни ток.

У зависности од категорије утицаја и ситуације емисије зависи да ли ће просторна или архетипска поставка дати тачније решење. На пример урбане / руралне разлике у ефектима који утичу на здравље у вези са честицама не могу бити обухваћене просторним моделима са типичном резолуцијом мањом од 10x10 km² на глобалној скали, где би архетипски модел који прави разлику између урбане и руралне емисије обухватио такве разлике. Треба напоменути да карактеризација на нивоу државе јесте значајна са научне тачке гледишта, јер већина утицаја не подлеже политичким границама, иако са тачке гледишта доступности података ова тренутно неуобичајна пракса је разумљива и уобичајено представља напредак у необухватању просторне варијације генерално. Даље треба навести да најчешће доступни LCA софтвери не подржавају просторно диференцирану карактеризацију, и зато се већина LCA обавља коришћењем CF заснованих на локацији [6, 18].

2.3.10. Јединице

Јединица CF-а за средишњу категорију утицаја је специфична за сваку изабрану категорију и метод Оцене утицаја животног циклуса. Ипак, два различита приступа се могу идентификовати израз у апсолутном облику као моделирани резултат индикатора (на пример површина екосистема изложена изнад његове носивости по kg материје која

се емитује за закишељавање) или израз у релативном облику у односу на ону емисију референтне супстанце за категорију утицаја која би довела до истог нивоа утицаја (на пример kg еквивалент CO₂ по kg супстанце емитоване за климатску промену). Супротно томе, крајња тачка CF-а обично се изражава у апсолутним јединицама, а јединице су релативно честе између оних LCIA метода које покривају моделирање крајње тачке:

Људско здравље: (године) изразен као DALY. Ова јединица је коришћена од стране светске здравствене ораганизације. Узима у обзир различите доприносе озбиљности дефинисане као "изгубљене године живота по особи на коју утиче (године / случај болести). Ове статистичке вредности су израчунате на бази броја и година смрти (YLL) и инвалидитета за сваку дату болест. Ова информација може бити комбинована у један индикатор коришћењем пондера инвалидитета за сваки тип инвалидитета да допринесе "DALY" (година / особа).

Природно животно окружење или екосистеми: (m² година) или (m³ година) изражени као потенцијално нестала фракција. Може бити интерпретирано као повећање времена и простора (или волумена) у несталој фракцији врсте у екосистему по јединици повећања средишњег индикатора утицаја. У основи одређује количину фракције свих врста присутних у једном екосистему које потенцијално могу нестати (без обзира да ли је то због смрти, смањене репродукције или миграције) у једној одређеној области и током одређеног временског периода. Различити екосистеми имају различит број врста које могу бити погођене утицајем и потребно је исправити такве разлике приликом здруживања потенцијално несталих фракција врста кроз различите категорије утицаја на крајњој тачки.

Постоје различити приступи и пошто не постоји општа перцепција тога шта је област заштите за ресурсе, нема ни концензуса око тога како да се моделира штета у смислу исцрпљивања ресурса. Неки предлози су фокусирани на будућим трошковима екстракције ресурса као последице тренутног исцрпљења, и ови се даље деле у трошкове у облику енергије или употребе енергије за будућу екстракцију или монетарне трошкове (мерених у валути као што су USD, Yen или Euro) [4, 19].

2.3.11. Непоузданост (Несигурност)

Несигурности могу бити важне у LCIA и могу битно да утичу на целокупну несигурност LCA резултата. За неке категорије утицаја, овај утицај може имати већи значај него онај од LCI. Истовремено, круцијално је бити свестан да несигурност утицаја не сме бити разлог њеног искључивања из анализе. Једна од више несигурнијих утицаја је токсичност за људе, која мора бити у стању да се носи са стотинама, то јест хиљадама различитих основних токова, који се могу разликовати за више од 20 редова величине у својим потенцијалима утицаја, услед бројних супстанци које могу бити додељене овој категорији и варијације постојаности околине и потенцијалне токсичности.

Много је сигурније доследно карактерисати утицаје којој је додељен прегршт основних токова, показујући потенцијале утицаја који имају распон од само три или четири редова величине од најмање ка највише утицајном основном току (на пример ацидификација

или глобално загревање). Са изузетком фотохемијског стварања озона, нема друге категорије утицаја која покрива и до 100 различитих основних токова. С тим у вези, постоји фактор >1000 између других утицаја и категорија токсичности (људско здравље и екотоксичност). Ово значи да због великог броја супстанци са потенцијалом токсичности, увек ће бити велики број несигурности које су суштинске у овим категоријама, иако ће програмери моћи да смање неке од параметара и модела несигурности тренутно посматраних. Њихово искључивање из процене због несигурности би значило да токсичност није узета у обзир у оквиру LCA, што очигледно доводи до ризика кршења циља LCA како би се избегло пребацивање проблема са једне на другу. Поред тога несигурност додељивања нултог утицаја потенцијално токсичном елементарном току занемарујући токсичност утицаја је сигурно већа него суштинска несигурност сродних фактора карактеризације. Решење заправо лежи у начину интерпретације суштинске несигурности потенцијала утицаја, док сигурнији индикатори утицаја могу дозволити идентификовање тачног доприноса сваког тока тоталном утицају у тој категорији, индикатори токсичности дозвољавају идентификовање токова који највише доприносе, што ће конституисати више од 95% укупног утицаја. Даље њихово разликовање није могуће због несигурности. Претпостављајући да просена и комплетна LCI може садржати неколико стотина потенцијалних токсичних основних токова, него може занемарити све преостале токове због њиховог доприноса укупној токсичности [4, 20].

Укупна несигурност у LCA се састоји од много различитих типова несигурности. Варијабилност може такође бити значајан 'сарадник' што би требало узети у обзир одвојено, јер њен допринос може бити сведен у великој мери рачунањем у карактеризацији као што се наводи горе за просторну варијабилност и регионализоване LCI и LCIA. Несигурност у LCIA је могуће смањити само помоћу унапређених података или квалитета модела, који долазе од ажурираних LCIA метода, што је добар разлог за инжењера да буде у кораку са најновијим развојима у LCIA, а то може водити до мање несигурнијих резултата него код методе која се користи последњих 10 година. Већина постојећих LCIA метода не представља информације о несигурности фактора карактеризације [4, 21].

2.3.12. Које су главне претпоставке

У тренутним LCIA методама, неке претпоставке се сматрају обавезним у контексту LCIA:

- **Стабилно стање:** иако има изузетака, LCA модели обично нису динамични (на пример представљају варијацију стања еколошког система током времена и за специфичне временске кораке), али представљају животну средину као систем у стабилном стању (сви параметри који дефинишу његово понашање се не мењају током времена);
- **Линеарност:** пошто подаци инвентара животног циклуса нису просторно и/или временски диференцирани, интеграција утицаја током времена и простора је неопходна. У LCIA ово води до употребе модела карактеризације

претпостављајући 'стабилна-стања' услове, што имплицира линеарну везу између повећања у елементарном току и последичног повећања у потенцијалном еколошком утицају;

- **Маргинално насупрот просечном моделирању:** Ови термини се користе на различите начине у LCA контексту; овде описују 2 различита принципа или избора моделирања утицаја. Маргинални приступ моделирања утицаја представља додатни утицај по додатној јединици емисије/екстракције ресурса узрокованих производним системом као постојећим позадинским утицајем (што није узроковано моделираним системом производа. Ово дозвољава нпр урачунавање нелинеарности утицаја у зависности од локалних услова нпр висока или ниска концентарција у позадини којој производни систем даје додатну емисију). Просечни приступ моделирања утицаја је стриктно линеаран и представља просечан утицај независан од постојећих позадинских утицаја, што је слично дељењу целокупног утицаја од стране целокупне емисије. Обратите пажњу да су маргинално и просечно моделирање погодни за мање интервенције као оне повезане са производом или услугом. Ипак када средње или велике интервенције треба да се процене, фактори карактеризације треба да представљају немаргиналне потенцијалне утицаје, морају узети у обзир нелинеарности;
- **Потенцијални утицаји:** LCIA резултати нису предвиђени ни стварни утицаји нити прелазе прагове безбедносних маргина или ризика. Они су релативни израз утицаја повезаних са животним циклусом референтне јединице или функције, што је засновано на подацима инвентара интегрисаних током времена и простора представљајући различите локације и временске хоризонте и заснованих на подацима анализе утицаја којима недостаје информација о специфичним условима изложене средине;
- **Очување масе / енергије и равнотеже масе/енергије:** маса / енергија не може бити створена нити може нестати, може се само променити облик или стање. Пратећи овај принцип, процеси транспорта или трансформације масе или енергије се моделирају под претпоставком да је маса / енергија биланс очуван све време;
- **Приступ:** ово се односи на базични принцип моделирања 'што је простије могуће и компликовано колико је неопходно', идеални баланс који се примењује на цео LCA приступ;
- **Релативност:** LCA резултати су релативни изрази утицаја повезани са функционалном јединицом и могу се поредити између различитих алтернатива пружајући исту функцију (на пример опција а је више еколошки пријатељска него опција б). Апсолутна интерпретација LCA резултата (на пример опција а је одржива, опција б није) није препоручљива јер захтева додатне претпоставке и,
- **Најбоље процене:** фундаментални избор вредности у LCA не треба да буде конзервативан, опрезан или заштитнички, већ фокусиран на избегавање пристрасности између упоредивих сценарија претпостављајући просечне услове, а који се представљају као најбољи [22].

3. Опциони кораци процене утицаја животног циклуса према ISO 14040/14044

3.1. Нормализација

Резултати индикатора за различите средишње нивое су изражени у јединицама које варирају између категорија утицаја и ово чини неизводљивим да се повежу једни са другима и да се одлучи који од њих су мали а који велики. Да би се подржала таква компарација, потребно је ставити их у перспективу, сврху корака нормализације, где се потенцијални утицаји производног система пореде са референтним утицајима као што су државни, светски или индустријски. Повезивањем различитих потенцијала утицаја на заједничку меру, они могу бити изражени у заједничким јединицама што даје утисак о томе који су потенцијали еколошких утицаја велики а који мали у односу на референтни систем [4].

Нормализација може бити корисна за:

- пружање утиска о релативним величинама потенцијала еколошких утицаја;
- представљање резултата у погодној форми за накнадно пондерисање;
- контролисање конзистентности и поузданости и,
- представљање резултата.

Типичне референце су укупни утицаји по категорији утицаја по:

- географској зони која може бити глобална, континентална, национална, регионална или локална;
- становнику географске зоне (на пример изражавање еколошког простора окупирано по просечној особи);
- индустријском сектору географске зоне (на пример изражавање еколошког простора окупираног производним системом повезаним са сличним индустријским активностима) и,
- основном сценарију као што је други производни систем (на пример изражавање еколошког простора окупираног од стране производног система повезаним са сличним референтним системом користећи најбољу могућу технологију).

Коришћење прва три наведена система се назива и екстерна нормализација. Коришћење последњег система из листе се назива интерна нормализација када је сценарио један од упоређених алтернатива, као што је најбољи или најгори од свих унапређених опција или основни сценарио, на пример тренутна ситуација која треба да буде унапређена или виртуални или идеални сценарио који представља циљ који треба достићи.

Нормализовани резултати утицаја када се користи интерна нормализација се често представљају у процентима који су повезани са референтним системом. Студија такође примењује екстерну нормализацију у циљу поређења величина различитих резултата средишњих утицаја који су обезбеђени као подразумеване референце нормализације за LCA методу примењену у студији (ILCD метода). У пракси, LCIA метода генерално

обезбеђује факторе нормализације за употребу са факторима карактеризације. Фактори нормализације треба да буду израчунати коришћењем истих фактора карактеризација за референтни инвентар као што је коришћено за инвентар производног система. Фактори нормализације из различитих LCIA метода стога не могу бити измешани или комбиновани са факторима карактеризације из друге LCIA методе. Ово значи да као инжењер, ти си обично ограничен на референтни систем изабран од стране програмера LCIA методе. Нормализација се примењује коришћењем фактора нормализације. Они се у основи рачунају по категорији утицаја на средишњој и / или крајњој тачки спровођењем LCI и LCIA на референтни систем, то јест квантификовањем свих еколошких интервенција за све елементарне токове и за референтни систем и примењивањем фактора карактеризације IF по елементарном току и респективно за сваку категорију утицаја. Иако није обавезно нормализацијска референца је типично подељена популацијом P за референтни регион R, у циљу израчунавања NF по просечном становнику референтног региона (утицај по глави становника или еквиваленти особе). На овај начин укупни утицај референтног система по категорији утицаја се рачуна резултирајући у један нормализацијски фактор (NF) по категорији утицаја C:

$$NF_c = \left(\frac{\sum_i (CF_i \times EI_i)}{Pr} \right)^{-1}$$

LCI подаци коришћени за израчунавање нормализацијског фактора треба да репрезентују заједничку годину и трајање активности за све категорије утицаја. Ово резултира да NF има јединицу која изражава утицај по особи и по години, која се назива и еквиваленти особе. Нормализован резултат утицаја NS за производни систем се рачуна множењем израчунатог резултата утицаја IC за производни систем релевантног NF по категорији утицаја C:

$$NS_c = IS_c \times NF_c$$

Постоје два различита приступа за прикупљање података инвентара при рачунању NF (са изузетком глобалних NF-ова где оба приступа дају исте резултате):

- заснован на производњи (одозго-на-доле), представља интервенције које се дешавају у региону као резултат укупних активности у региону и,
- заснован на потрошњи (одоздо-према-горе) представља интервенције које узроковане негде у свету као последица потрошње која се дешава у референтном региону (из тога представља потребу за индустријским и другим активностима и оквиру и изван референтног региона).

Други начин извођења NF (иако негде слични агрегацији) јесте заснивање на концептуалном 'доступном еколошком простору'. Ово може бити одређено коришћењем на пример политичких таргета за лимите еколошких интервенција или утицаја за дато трајање и REF годину (то јест 'политички детерминисан еколошки простор' као просечни еколошки утицај по становнику ако треба срести политичке таргете редукације) или регионално или носивост планете (то јест 'еколошки простор' као количина еколошких

интервенција или утицаја коју планета или регион може примити без штетних промена за свој еколошки еквилибријум у оквиру сваке категорије утицаја). Последње захтева познавање количине утицаја коју планета или регион могу поднети пре подношења трајне штете, што је концепт повезан за много нејасноћа и због тога непоуздан за квантификовање [4, 23, 24].

3.2. Агрегација (пондерисање)

Агрегација се може користити да би се одредило који утицаји су најважнији и колико су важни. Овај корак се може применити само после корака нормализације и дозвољава приоритизацију категорија утицаја тако што се примењују различити или исти пондери на сваки индикатор категорије. Важно је напоменути да не постоји научна или објективна база за овај корак. Значи да, небитно који метод пондерисања или шеме да се примењује, увек је засновано на субјективним изборима особе или групе појединаца. Агрегација може бити корисна за:

- агрегирање резултата утицаја у неколико или у један индикатор (напомена да према ISO стандарду 140 / 14044 нема научне базе по основу које би се редуковали резултати LCA на један резултат или скор због основних етичких избора вредности);
- упоређивање по категоријама утицаја и,
- комуницирање резултата применом приоритета етичких вредности.

У свим овим случајевима пондерисање је примењено или имплицитно или експлицитно. Чак и када се у агрегацији не примењују експлицитни пондерирајући фактори, увек се примењују имплицитни [4, 6].

Према ISO 14044 пондерисање није дозвољено у упоредним тврдњама које су објављене у јавности и пондерисани резултати треба увек да буду достављени са непондерисанима како би се задржала транспарентност шема пондерисања коришћених у LCA са циљем и обимом дефиниције. Ово имплицира да циљна група укључујући њене преференције и одлуке, подржана од стране студије, треба да се уважи, правећи дељене вредности круцијалне за прихватање резултата LCA. Ово може представљати важне проблеме због варијитета могућих вредности међу актерима, укључујући:

- акционаре;
- трговце;
- клијенте;
- запослене;
- власти;
- комшије;
- НВО и,
- осигуравајуће компаније.

Може бити немогуће доћи до пондерисаних фактора који ће осликавати вредности свих актера па ће фокус бити на најважније актере, али да ли је могуће развити сет фактора пондерисања око којег ће се сви сложити? Ако то није случај, треба

применити неколико сетова фактора пондерисања, представљајући главне најважније актере. Некада, употреба различитих сетова доводи до истих финалних препорука које могу задовољити све главне актере. Када ово није случај, даља приоритизација актера је потребна или се анализирани производни систем мора изменити на начин да дозвољава недвосмислену препоруку по примењеним сетовима пондерисања. Пондерисање индикатора средишњих утицаја не треба да буде чисто засновано на вредности. До неке границе, научно засновани критеријуми за важност еколошких утицаја могу бити:

- вероватноћа моделираних последица, колико смо сигурни у моделиране узрок - ефекат релације?
- која је отпорност погођених система?
- постојање прагова утицаја у карактеризацијском моделирању типично предпостављамо линеарне узрок-ефекат везе за мале интервенције у производном систему али на укупној еколошкој скали, могу постојати нивои утицаја који представљају прекретнице изван којих се много више проблематичних ефеката дешава;
- ако је тако, онда колико смо далеко од таквих критичних нивоа утицаја – да ли је ово важна брига у блиској будућности?
- озбиљност ефеката и тежина последица – инвалидност, смрт, локална екстинкција, глобална екстинкција;
- географска скала;
- густина популације је круцијална за утицаје на људско здравље;
- могућност компензације/прилагођавања на утицај;
- привремени аспекти последица – када ћемо осетити последице и на колико дуго и ?
- да ли је механизам реверзибилан, да ли се можемо вратити тренутним условима ако зауставимо утицаје?

Заиста, многи од ових научно заснованих критеријума су били мета покушаја убацивања у еколошко моделирање повезујући индикаторе средње тачке са индикаторима крајње тачке и због тога средишњи ка крајњим факторима карактеризације могу бити виђени као научно засновани пондерисани фактори за категорије утицаја средње тачке [1, 4].

Различити принципи примењени за извођење фактора пондерисања су:

- социјална процена штете (изражена у финансијским терминима као што је воља да се плати), на пример утицај на људско здравље засновано на трошковима које је друштво спремно да плати за здравствену заштиту;
- трошкови превенције (да би се избегли или санирали утицаји кроз техничка средства), на пример што су виши трошкови то је веће пондерисање утицаја;
- потрошња енергије (да би се избегли или санирали утицаји кроз техничка средства), на пример што је већа енергетска потрошња то је веће пондерисање утицаја;

- стручни панел или процена актера, на пример атрибут тежине на основу релативног значаја, са научне перспективе (субјективне сваком експерту), различитих категорија утицаја;
- удаљеност до циља (дефинисано политички или научно), степен на којем је достигнут циљани ниво утицаја (удаљеност од циљне вредности), што је већа удаљеност, већа тежина се придаје утицају (на пример коришћено у EDIP, и LCIA методама) и,
- перспективе засноване на друштвеним наукама, не представљајући изборе посебне индивидуе, већ регруписање типичних комбинација етичких вредности и преференција присутних у друштву у неколико интерно конзистентних профила.

Последњи приступ је релативно широко коришћен и примењује три културне перспективе, Хијерархијску, Индивидуалистичку и Егалитарну (четврта перспектива Фаталистичка није развијена за употребу у LCA пошто се не очекује да фаталиста буде међу онима који доносе одлуке, таргетираних од стране LCA. За сваку културну перспективу кохерентни избори су описани у табели 1 за неке централне претпоставке направљене у карактеризацијском моделирању и у развоју сета конзистентних факора пондерисања за сваки архетип [22, 25].

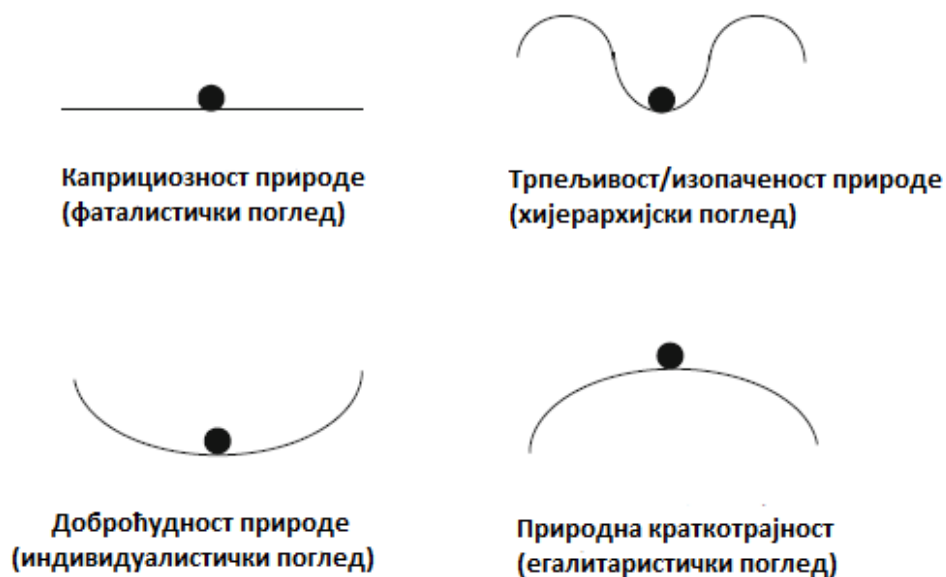
Табела 1. Културне перспективе представљене преференцијом са кохерентним избором [25]

	ВРЕМЕНСКА ПЕРСПЕКТИВА	УПРАВЉАЊЕ	ПОТРЕБАН НИВО ДОКАЗА
Н (Хијерархиста)	Равнотежа између дугог и кратког рока	Права полиса може избећи много проблема	Потребни докази
И (Индивидуалиста)	Кратак рок	Технологија може избећи многе проблеме	Само доказани ефекти
Е (Егалитариста)	Веома дуги рок	Проблеми воде до катастрофе	Сви могући ефекти

Различити архетипски погледи на природу и повезани ризик су илустровани на слици 3. Тачка представља стање природе као котрљајућу лопту, померану од стране људских активности дуж криве која представља реакцију природе на промену.

Њена позиција у фигури означава стање склада између људи и природе према четири архетипска аспекта [6, 22].

На слици 3 се могу видети различите архетипске перцепције природе.



Слика 3. Различите архетипске перцепције природе [25]

3.3. Груписање

Овај корак се састоји од стављања категорија утицаја у једну или неколико група или кластера (као што је дефинисано у циљу и дефиницији) и може да укључује сортирање или рангирање, применом једне или две од могућих метода:

- сортирање и груписање категорија утицаја средње тачке на номиналној основи (на пример по карактеристикама повезаним са емисијом или ресурсима, или глобалним, регионалним или локалним просторним скалама) и,
- рангирање категорија утицаја према сету (субјективно – на основу етичких избора вредности) хијерархија [6].

4. Отисци насупрот LCA

„Био сам претерано изненађен отиском босог људског стопала на обали, који је био врло јасан да би се видео у песку“. Значење термина „отисак“ је увелико еволвирало од Даниел Дефоовог чувеног романа и тренутно се користи у неколико различитих контекста. Његово појављивање у еколошком пољу се може пратити уназад до 1992. када је Вилијам Рис први пут објавио академски чланак са поменутиим термином на тему „еколошки отисак“. Његов циљ је квантификовање печата остављеног од стране људске активности на природну животну средину [26].

Од тада, менталне слике које је створила реч допринеле су њеној употреби као ефикасном начину комуникације о различитим еколошким питањима и подизању свести о животnoj средини унутар научне заједнице, као и међу политичким заједницама и широј јавности. Од раних 2000 тих, неколико отисака је препознато на еколошком пољу са различитим дефиницијама и значењима, у расопну од побољшаних методологија еколошког отиска до представљања специфичних утицаја људских активности на екосистеме или здравље људи до мере специфичне употребе ресурса. Истакнути примери су:

- еколошки отисак фокусиран на употребу земљишта;
- кумулативна потрошња енергије која се фокусира на необновљиву енергију;
- унос материјала по јединици услуге која фокусира употребу материјала;
- отисак воде фокусиран на волуметријско рачуноводство употребе воде;
- отисак воде који се фокусира на утицаје употребе воде укључујући загађење (ISO14046) и,
- отисак угљеника фокусиран на климатске промене (ISO 14064, ISO/TS 14067, WRI/WBCSD GHG протокол, PAS 2050).

Каснији развојни услови усредсређени су на увођење нових брига за животну средину или повећање опсега отисака стопала. Примери за то су:

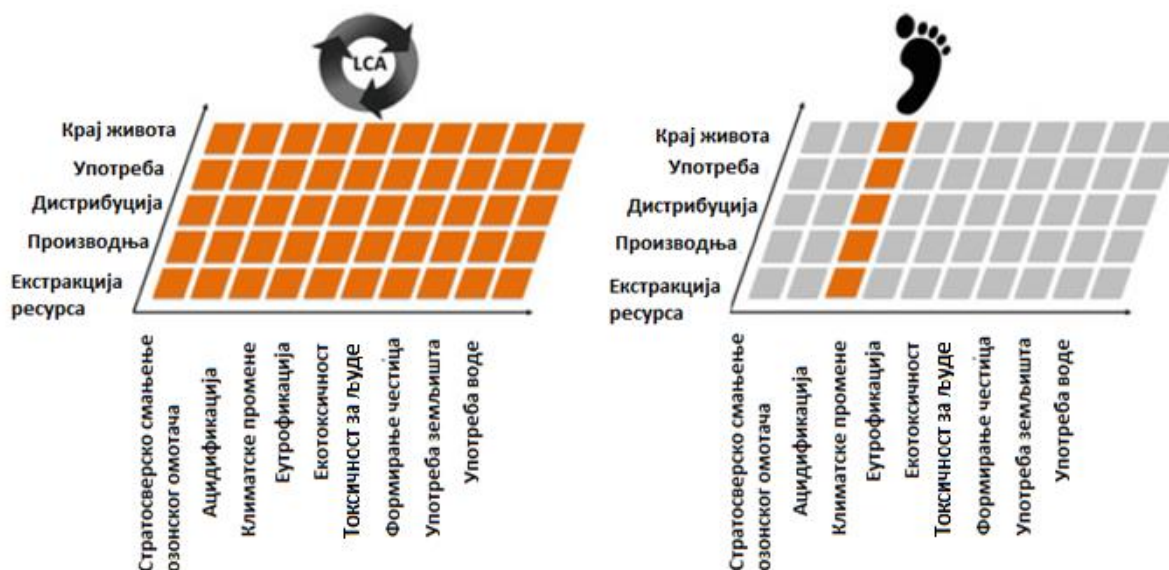
- хемијски отисак фокусиран на утицаје токсичности и,
- стопа исцрпљивања фосфора.

Као што је илустровано на слици 4 сви отисци су фундаментално засновани на перспективи животног циклуса и већина њих се фокусира на једно еколошко питање или област забринутости [27].

Могу се применити на велики број циљева процене попут производа, услуга, организација, особа и популација, места и региона, чак и држава или целог света. Њихов успех у последњих неколико деценија лежи у специфичним снагама:

- лако доступан и интуитиван концепт;
- лака комуникација о специфичним еколошким питањима или достигнућима са нееколошким експертима (заједница која одлучује о политици и доноси одлуке, јавност генерално);
- доступност података;

- лако извођење и,
- широк спектар циљева који се лако могу проценити.



Слика 4. Фундаментална разлика у обиму и потпуности између LCA и отисака стопала док оба примењују перспективу животног циклуса [27]

Ове снаге, ипак, долазе са одређеним ограничењима:

- њихов фокус на једно еколошко питање не информише о потенцијалном пребацивању терета са једног еколошког питања на друго (на пример климатска промена на доступност воде). Зато, док дозвољавају идентификацију најбоље опције за један еколошки проблем, нису погодни да пруже подршку у одлучивању када је у питању еколошка одрживост, при чему се мора узети у обзир сви потенцијални проблеми;
- неки отисци процењују само количину употребљених ресурса (на пример еколошки отисак, цед мипс и волуметријски водени отисак), што је упоредиво са књижењем количина које се користе или емитују у попису животног циклуса. Такви отисци не обавештавају о повезаним последицама на животну средину коришћених ресурса или емисијама и не квантификују потенцијалне утицаје за дату област заштите. Између осталог, ово ограничење компромитује упоредивост отисака за различите опције које се могу изабрати;
- Отисци засновани на утицају (на пример отисак угљеника), бар историјски, процењују утицаје на средњем нивоу и због тога не рефлектују штету, што има импликације на њихову релевантност за животну средину. Ипак, са повећаним рангом доступних индикатора утицаја крајње тачке, ово се може решити даљим напретком науке и,
- различити отисци се не могу комбиновати да би повећали свој еколошки обим због тога што њихове границе система нису усклађене и двоструко бројање утицаја постаје вероватно што повећава ризик од пристрасности у поређењу, на исти начин као што то чини пропуштање утицаја.

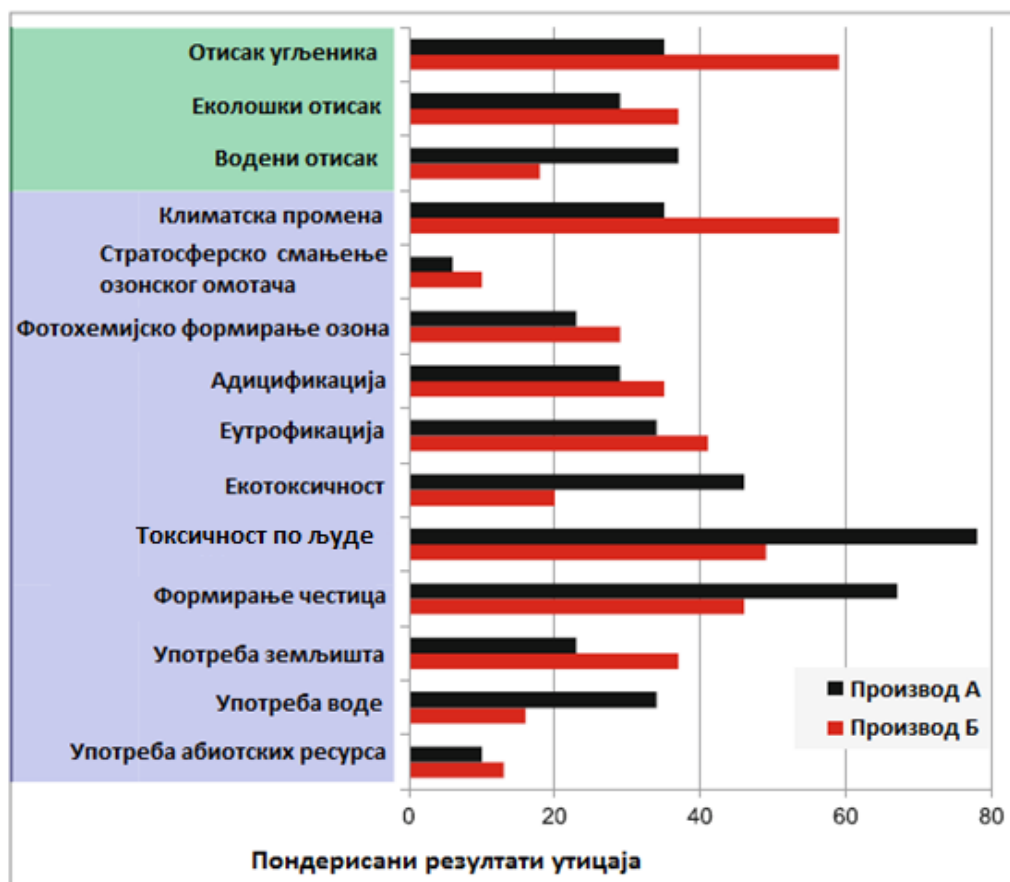
Као што је поменуто у раду, фокус на појединачне проблеме заштите животне средине има важне импликације у вези са ризицима коришћења отисака у процесима доношења одлука. Нuijbregts студија (2008) је израчунала 2630 специфичних еколошких отисака производа и услуга. Закључено је да „еколошки отисци могу да служе као скрининг индикатор за рад у околини и могу дати комплетнију слику притиска животне околине у поређењу са необновљивим, док се такође запажа да „постоје случајеви који не могу бити процењени на адекватан начин у смислу утицаја животне средине. На пример фармер који прелази са органски на интензиван узгој би имао бенефит од мањег отиска за употребу мање земљишта, док еколошки терет због употребе више пестицида може бити занемарен“. Стога, корисност еколошког отиска као самосталног индикатора често може бити ограничено [26, 27].

Ограничења отисака угљеника (индикатор утицаја климатских промена у LCA) као показатеља одрживости животне средине истраживала је студија Laurenta (2012) која је процењивала отиске угљеника и 13 других резултата утицаја од 4000 различитих производа, технологија и услуга (на пример генерисање енергије, транспорт, материјална производња, инфраструктура, управљање отпадом). Закључено је да „неки еколошки утицаји, посебно они повезани са емисијом токсичних супстанци, често не одговарају утицајима климатских промена. У таквим ситуацијама, отисак угљеника је лош представник еколошког терета производа, и еколошко управљање фокусирано само на (отисак угљеника – само на њему) има ризик ненамерног померања проблема на друге еколошке утицаје када производи треба да постану више „зелени“. Ови проналасци позивају на коришћење ширег спектра алата за процену и управљање одрживости животне средине“.

Овај проблем је демонстриран на слици 5 која показује угљеников отисак, еколошки отисак, водени волуметријски отисак, LCA резултате за илустративну компарацију два производа А и Б. Ако је потребно изабрати између опција А и Б, одлука би била другачија и због тога би зависила од тога који отисак је узет у обзир, док LCA резултати нуде широк спектар потенцијалних утицаја који се разматрају приликом одлучивања.

Широк спектар отисака и њихових дефиниција и методолошких база у комбинацији са њиховом широком употребом у еколошкој комуникацији и маркетиншким тврдњама, резултира конфузију и често кондтрадикторне поруке купцима. Ово на крају ограничава развој и функционисање тржишта зелених производа. Као одговор, група стручњака састављена под окриљем UNEP / SETAC дефинисала је отисак као „меру која се користи за извештавање резултата процене животне средине адресирајући област забринутости, еколошком темом која је дефинисана интересом друштва“. Ова дефиниција подупире фокус отиска на еколошке проблеме прецепиране од стране друштва (на пример климатске промене или недостатак воде) и омогућава јасно разликовање у LCA, што је примарно оријентисано према „актерима заинтересованих за обимну евалуацију свеукупне еколошке перформансе и размене између категорија утицаја“ и повезаних области заштите. Ова дефиниција признаје инхерентну комплексност профила еколошке перформансе који резултира из LCA студије, што захтева одређену стручност да би се могло исправно интерпретирати [28].

На слици 5 се виде два производа, који бисте изабрали? Примери отисака су у зеленом пољу, категорије утицаја обично процењене у LCA су у плавом пољу



Слика 5. Поређећи два производа, који бисте изабрали? Примери отисака су у зеленом пољу, категорије утицаја обично процењене у LCA су у плавом пољу [28]

Као закључак, отисци су засновани на животном циклусу, еколошкој матрици уског опсега фокусиране на област забринутости. Имају лаку и широку примену, и лако су разумљиви од стране нееколошких експерата и зато су директни за комуницирање. Посебно су практични за комуницирање еколошких проблема и постигнутих побољшања, све док је њихова употреба суздржана од њиховог покривања еколошких питања и предузете су мере приликом интерпретације, посебно када су резултати објављени не-експертској публици (јавно мишљење). Перспектива животног циклуса отиска може бити инспиришући први контакт са концептом животног циклуса за генералну јавност и за политику и оне који доносе одлуке често служи као улазна врата у концепт и методологију LCA. Отисци имају могућност да подигну еколошку свест и због тога су одскочне даске ка употреби више обухватајућих алата процењивања какав је LCA. Могу конституисати први корак за организације и компаније, које већ могу имплементирати процедуре као припрему за свеобухватне еколошке процене. Ипак, због уског опсега отисака и ограничене репрезентативности за свеобухватни сет еколошких индикатора, нису погодни као подршка при било ком одлучивању укључујући налепнице производа, екодизајн, политику и слично [26, 27, 28].

5. Детаљни опис категорија утицаја тренутно процењених у LCA

Следећи део демонстрира како су најчешће разматрани еколошки проблеми (категорије утицаја) обрађени у процени утицаја животног циклуса. Јонизујуће зрачење је уобичајена категорија утицаја у LCA, али није укључена у детаљни преглед овде због њене специфичности за ограничен број процеса у LCI. Категорије утицаја обрађују се редоследом од глобалних преко регионалних ка локалним и баве се прво категоријама везаним за емисије, а затим и за екстракцију. Заједничка структура одсека је:

- шта је проблем?
- шта је фундаментални еколошки механизам и како је моделиран у LCIA?
- које су људске активности и основни токови који доприносе највише проблему? (категорије засноване само на емисији) и,
- који су најшире коришћени, постојећи LCIA модели карактеризације?

Изван класичне листе категорија утицаја дискутоване овде, постоји број настајућих категорија које су тренутно у фази истраживања и развоја. Иако потенцијално релевантне, још нису достигле довољну методолошку зрелост да би биле оперативне за већину инжењера и ниједна или само неколико LCIA метода их укључује у своје сетове индикатора. Неки примери су:

- биотски ресурси као што су риба или дрво;
- бука;
- патогени;
- несреће и,
- утицај генетски модификованих организама.

Дубока компарација постојећих LCIA метода је изведена од стране Hauschild студије (2013) због утврђивања препоручених LCIA модела за европски контекст. Узимајући Hauschildov рад као почетну тачку, табеле у пружају комплетну и ажурирану квалитативну компарацију широко коришћених LCIA метода доступних у тренутном LCA софтверу [4].

6. Климатске промене

6.1. Проблем

Ефекат стаклене баште у нашој атмосфери, откривен и истражен у раном 19. веку, је кључан за живот на нашој планети и постоји од настанка живота на Земљи. Без њега просечна глобална температура би била $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ уместо тренутних $15\text{ }^{\circ}\text{C}$. Због тога, постоје природни извори који га држе стабилним (са периодичним небалансом који води до природних догађаја као што је ледено доба). Антропогене активности такође доприносе овом ефекту повећавајући његов интензитет и стварајући глобално загревање, што се односи на повећање температуре површине широм планете просечно током дужих временских периода. Владин панел о климатским променама (IPCC) дефинише климатске промене као „промена у стању климе која може бити идентификована променама у и / или варијабилитету њених карактеристика, и то постоји дужи временски период, типично деценијама или дуже“. IPCC је приметио убрзање пораста планетарне површинске температуре у последњих пет до шест деценија, са највишим стопама на крајњим северним географским ширинама Арктика. Температуре океана се такође повећавају и на дубини од најмање 3000 m и до сада су упили највише топлоте заробљене у атмосфери. Тропосферске температуре прате сличне трендове као и површинске. Иако се још увек расправља међу неколико скептика, већина научника се слаже о постојању овог ефекта са антропогеним активностима као главним узроком. Ово су такође кључне тачке LCIA методологије [29].

Ефекти уочени од стране IPCC са варирајућим степенима самопоуздања засновани на статистичким мерењима (IPCC 2014):

- пораст атмосферске температуре у последње три деценије од 1983. до 2012. које су вероватно најтоплији тридесетогодишњи период у последњих 800. година у северној хемисфери и вероватно најтоплији треидесетогодишњи период у последњих 1400. година;
- пораст температуре океана у горњих 75 m за глобални просек од $0.11\text{ }^{\circ}\text{C}$ по деценији од 1971. до 2010.;
- топљење глечера, снега и ледених капа, поларни морски лед и пакетићи леда и плахте и трајна смрзнута тла;
- пораст средњег глобалног нивоа мора за 0,19m током периода 1901-2010 (због терманле експанзије и додатне воде од отопљеног леда);
- пораст у учесталости и интензитету временски заснованих природних непогода, у суштини због повећане атмосферске влажности и последичне промене у атмосферској термодинамици (то јест абсорпција енергије кроз испаравање и кондензацију) и формација облака;
- интензивна тропска циклонска активност повећана у Северном Атлантику од 1970.;
- обилне падавине и последичне поплаве (северна Америка и Европа);
- суше;
- дивљи пожари;
- топлотни таласи (Европа, Азија, Аустралија);

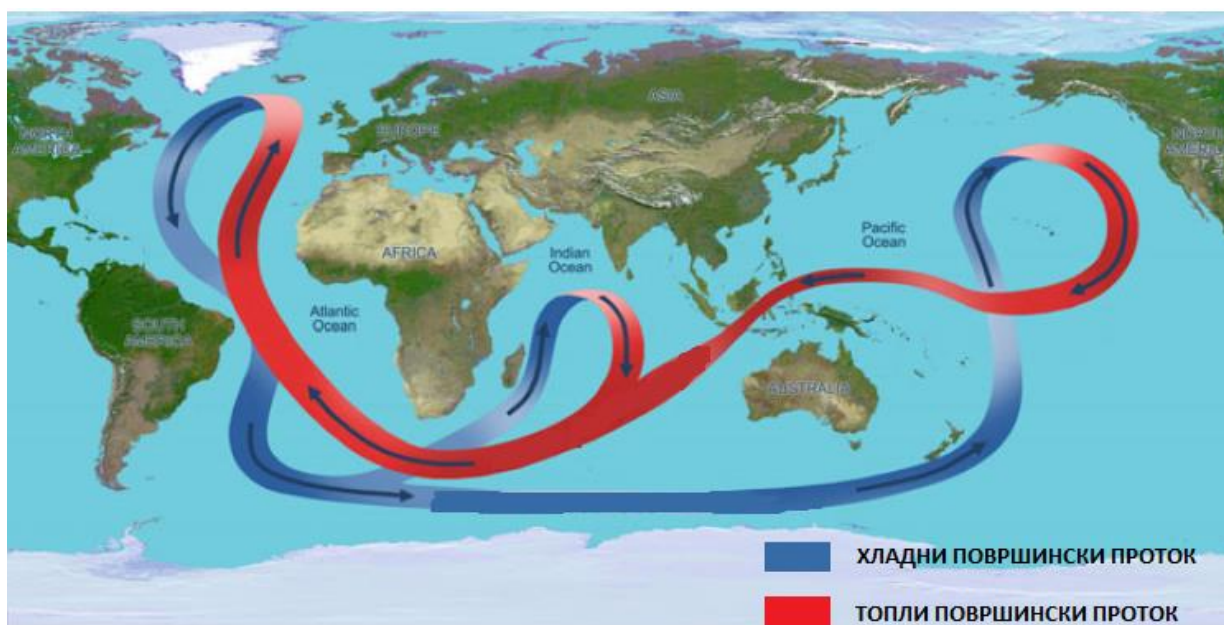
- промена хидролошких система који утичу на количину и квалитет водних ресурса;
- негативни утицаји климатских промена на приносе пољопривредних култура чешћи су него позитивни утицаји;
- промена географских распона сезонске активности, обрасци миграције и интеракције врста (укључујући биодиверзитет) многих копнених слатководних и морских врста;
- промене у векторима заразних болести;

Настављање и интензивирање поменутих посматраних ефеката као и оних који још нису посматрани (али су предвиђени моделима као потенцијалне последице глобалног загревања) зависе од будућег пораста у површинској температури што је предвиђено употребом атмосферских климатских модела и различитих прогнозираних емисијских сценарија који се рангирају од конзервативних до оптимистичних. Имајући у виду инерцију атмосферских и океанских процеса и глобалну климу, очекује се да ће се глобално загревање наставити током наредног века. Чак и када би се емисије гхг-а одмах зауставиле глобално загревање би се наставило и само би успорило током многих деценија. Следећи ефекти нису још посматрани и разматрани од стране научне заједнице, зато консензус или генерална сагласност у вези њихове вероватноће још нису утврђени. Свеједно, они су могући утицаји и треба их видети као део могућих ефеката глобалног загревања, посебно када се узимају у обзир дужи временски периоди [29].

- успоравање топлотне циркулације хладне и слане воде до океанског дна на великим географским ширинама северне хемисфере, између осталог одговорног за глобални поремећај топлоте, океански транспорт храњивих састојака, обнављање дубоке воде у океану и релативну благост европске климе. Ова циркулација како је приказана на слици 6 је вођена разликама у густини воде због варирања салинитета и разлика у температури воде, и може бити погођена упливом свеже воде из отопљеног леда, смањујући салинитет морске воде и последично редукујући његову густину градијент густине између различитих океанских зона;
- повећавање учесталости и интензитета „El niño“ догађаја уз истовремено смањење вероватноће његовог партнера el niña, иако је нејасно у којој мери на то утиче глобално загревање. Једна могућност је да се овај ефекат дешава само у иницијалној фази глобалног загревања, док слаби поново касније када се дубљи нивои океана такође загреју. Драматичне промене се не могу потпуно искључити због тренутних доказа. Стога, овај ефекат се сматра потенцијалним елементом превртања у нашој клими;
- мобилизација и пуштање океанског метан хидрата (водени лед који садржи велике количине метана у својој кристалној структури) присутни у дубоким океанским седиментима и пермафросту, могу водити до даљег глобалног загревања и значајно погодити састав атмосферског кисеоника. Постоји велика несигурност што се тиче количине и величине резерви нађених испод седимената на океанском дну, али верује се да релативно изненадно пуштање великих количина метан хидрата главни фактор у глобалном загревању од 6 °C током

догађаја када је 96% свих поморских врста постало истребљено пре 251 милион година;

- ефекти на Земљи примарна „плућа“: фитопланктон који производи 80% земаљског кисеоника и апсорбује значајну количину CO₂;
- додатно на еколошке ефекте дискутоване изнад, људска популација ће вероватно бити погођена даљим озбиљним последицама ако се друге адаптацијеске стратегије покажу неефикасним: болест, неухрањеност и изгладљивање, дехидратација, еколошке избеглице, ратови и на крају смрт;
- нелинеарност узрок – ефекат ланца, повратне информације и прекретне тачке: иако се у LCIA моделима линеарност узорак ефекат ланца претпоставља, изнад дискутовани ефекти представљају неколико примера механизма који мало вероватно зависе линеарно од повећања температуре, то јест неће се мењати пропорционално у учесталости и/или интензитету према степену промене у глобалној температури. Даље, већа је вероватноћа да директно или индиректно утичу један на други, изазивајући повратне реакције које повећавају нелинеарност. Додатно, неки од ових ефеката су неповратни, мењајући климу од једног стања на друго. Овај феномен се назива тачкама превртања, и горе поменуто испуштање метана из метан хидрата и алтерација голфске струје су примери. Lenton студија (2008) разматра број додтних тачака превртања;
- шумска одмрзлина (бореал шума, амазонска шума) и,
- површина обухваћена монсунским системима повећаваће се са појачаним падавинама [29].



Слика 6. „Великој петљи“ је потребно 1500. година да кружи по свет [30]

6.2. Еколошки механизам

У принципу, енергија из соларне радијације која допире до Земљине атмосфере и напушта је поново (на пример путем рефлекције и инфрацрвеног зрачења) је у равнотежи, правећи стабилан температурни режим у нашој атмосфери. Као што је приказано на слици 7 из сунчеве светлости која допире из земљине атмосфере, једна

фракција ($\approx 28\%$) је директно рефлектована назад у свемир помоћу молекула ваздуха, облака и земљине површине (посебно океани и ледени региони као што су Арктик и Антарктик): овај ефекат се назива Албедо.



Слика 7. Ефекат стаклене баште [30]

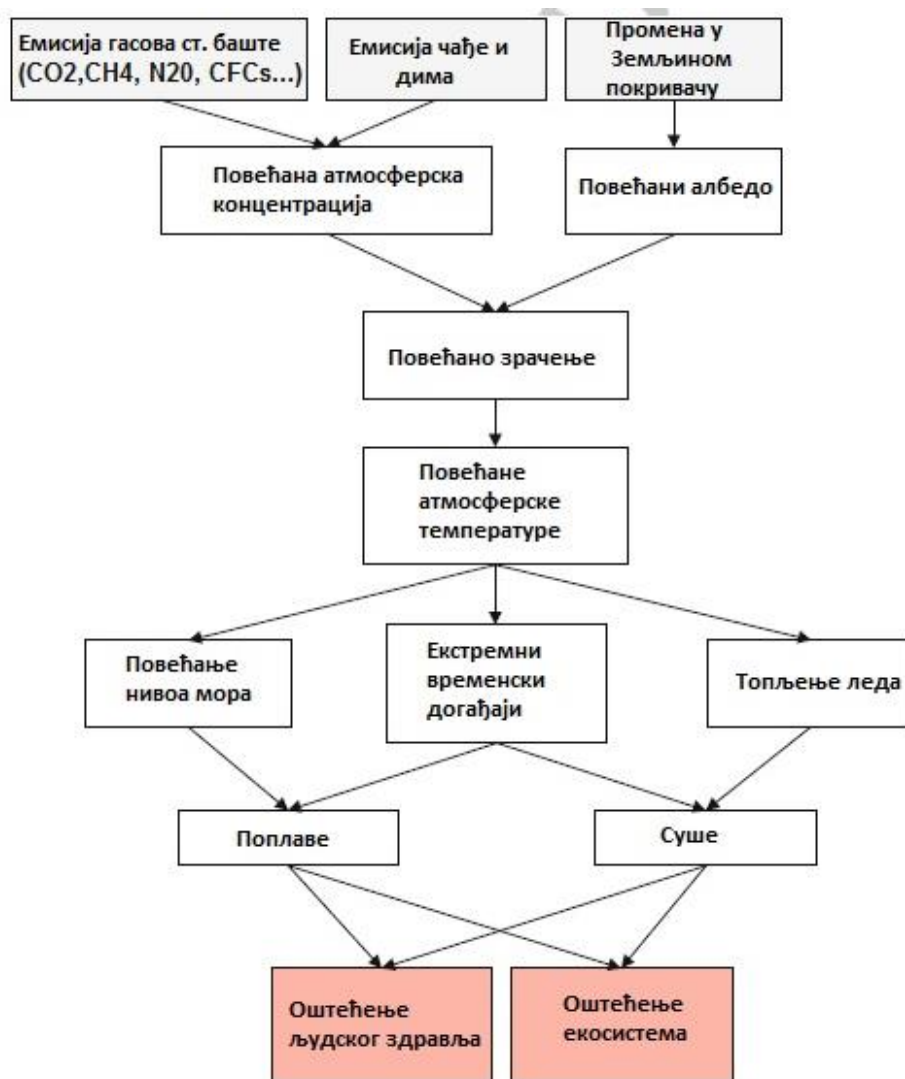
Остатак је апсорбован у атмосферу кроз гасове из стаклене баште (21%) и земљину површину (50%). Потом се греје планетарна површина и ослобађа се у атмосферу као инфрацрвено зрачење дуже дужине таласа од апсорбоване радијације. Ово инфрацрвено зрачење делимично апсорбује гхг и зато се задржава у атмосфери непосредно након пуштања у свемир, објашњавајући зашто се температура атмосфере повећава са садржајем гасова стаклене баште.

Узрок – ефекат ланац за климатску промену је показан на слици 8 и могу се сумирати:

1. гасови стаклене баште;
2. транспорт, трансформација и дистрибуција гасова стаклене баште у атмосферу;
3. поремећај равнотеже зрачења - присилно зрачење;
4. повећање у глобалним температурама атмосфере и површине;
5. повећање нивоа мора због експанзије топлоте и топљења леда;
6. повећан садржај водене паре у атмосфери узрокујући екстремније временске прилике и,
7. негативни ефекти на екосистеме и људско здравље.

До сада једногласно коришћен индикатор климатских промена на средњој тачки у LCI представља потенцијал за глобално загревање, метрику емисије која је први пут уведена у извештај о оцени IPCC-а и од тада га континуирано ажурира IPCC са последњом верзијом у петом извештају о процени.

Слика 8 приказује путању утицаја за климатску промену.



Слика 8. Путања утицаја за климатску промену [30]

Потенцијали глобалног загревања се рачунају за гасове стаклене баште према:

$$GWPI = \frac{\int_0^T a_i * C_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} * C_{CO_2}(t) dt}$$

Где је:

- a_i : термална апсорпција зрачења након повећања једне јединице концентрације гаса i ';
- $C_i(t)$: концентрација гаса i која остаје у времену t након емисије;
- T : број година за које се врши интеграција (на пример 20. или 100. година).

GWP100-година је директно употребљена у LCIA као фактор карактеризације. Како се може видети у раду, то је однос акумулираног зрачења који се форсира током 100 година датог гхг-а и CO₂, са јединицом kg CO₂ –eq/kg GHG. Стога, GWP за CO₂ је увек 1 и GWP100 за метан од 28kg CO₂ –eq/kg метана табела 2 значи да метан има 28 пута кумулирано зрачење форсирања CO₂ када се интегрише током 100 година. Разлика у GWP20 и GWP100 за метан показана у табели 2 је због чињенице да метан има релативно кратак атмосферски животни век од 12 година у поређењу са животним веком CO₂ који је најмање за један ред већи, што значи да метанов GWP бива мањи што је дужи временски период током којег је интегрисан (то јест врста разблаживања његових ефеката током дужег времена). Са друге стране, упорнији гасови стаклене баште, као што је азотни оксид са 120 година живота, има сличну вредност када се интегрише током 20 и 100 година, а ефекат разблаживања током времена постао би видљив тек када се интегрише у временским периодима знатно дужим од 120 година [30, 31].

6.3. Емисије и главни извори климатских промена

Многи гасови стаклене баште су природно присутни у атмосфери и доприносе природном ефекту стаклене баште. Процењени главни доприноси природном ефекту стаклене баште су:

- водена пара: ≈55%;
- угљен диоксид CO₂: 39%;
- озон O₃: 2%;
- метан CH₄ : 2% и,
- азот оксид N₂O: 2%.

Табела 2. Извод из GWP (IPCC 2014a) [29]

Супстанца	Молекули	Животни век атмосфере (године)	Радиактивна ефикасност (W/(m ² ppb))	GWP (kg CO ₂ -eq/kg GHG)	
				(20 година)	(100 година)
Угљег-диоксид	CO ₂		1.37E-05	1	1
Метан	CH ₄	12	3.63E-04	84	28
Азотни оксид	N ₂ O	121	3.00E-03	264	265

Антропогене емисије водене паре не доприносе климатским променама, јер присуство водене паре је функција атмосферске температуре и површинског испаравања. За остале антропогени извори CO₂, CH₄, N₂O не доприносе повећању ефекта стаклене баште изван његовог природног стања. Даље релевантне емисије гасова укључују индустријске испарљиве и постојане халокарбоне (хлоровани флуоро - угљеници укључујући CFCs (фреони), HCFCs и перфлуорометани сумпорни хексафлуорид) и сумпорни хексафлуорид (SF₆). Емисија гасова са ефектом стаклене баште прати било какву људску активност. Најзначајније доприносне активности су: сагоревање фосилних горива и крчење шума (укључујући отпуштање угљеника из земље и промена у албеду).

Слика 9 показује глобални допринос GWP од пет великих економских сектора за 2010. годину. Индустрија, пољопривреда, стамбена изградња и транспорт су доминантни загађивачи.

Поред гасова са ефектом стаклене баште, који сви исијавају зрачење у атмосфери током година касније и векова, постоје и краткотрајни зрачни агенси који су важни за атмосферску температуру у краћој перспективи. То укључује:

- сулфатне аеросоли (загађивање честица ваздуха узроковано емисијом сумпорних оксида из процеса сагоревања) који смањују улазно зрачење сунца и на тај начин негативно доприносе климатским променама и,
- азотне оксиде NO и NO₂ (заједно названи NO_x) и VOC из процеса сагоревања, који доприносе фотохемијском стварању озона који је снажан, али краткотрајан зрачећи присилни гас.

Радиактивно форсирање утицаја краткотрајних агенаса попут ових врло је неизвесно за моделирање на глобалном нивоу, па њихов допринос климатским променама тренутно није укључен у LCIA [29, 32].

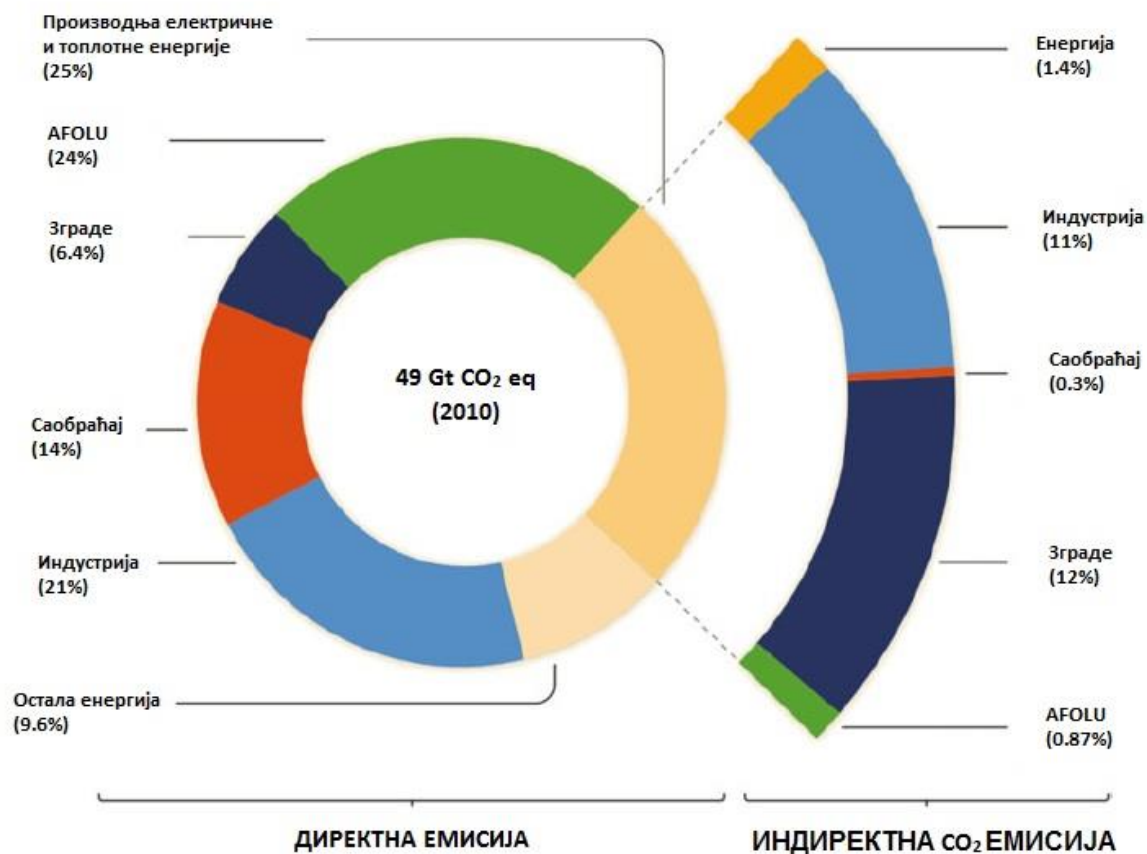
6.4. Постојећи модели карактеризације

Све постојеће LCIA методе користе потенцијал глобалног загревања (Global Warming Potential - GWP) за карактеризацију на средњој тачки. У смислу временског периода, највише се користи 100 година што је препоручено од стране IPCC као најбоља база за упоређивање гасова стаклене баште, док неке методе користе временски период од 500. година како би боље приказале пун допринос гасова стаклене баште. Као што је већ речено у овом раду, дужи временски период ставља већу тежину на гасове стаклене баште који имају дужи животни век као што је азотни оксид, CFCs и SF₆, и мању тежину на краткотрајне гасове стаклене баште као што је метан [4].

До сада агенси зрачења са краћим атмосферским животом него код метана нису узети у обзир у LCIA али UNEP-SETAC експертска радионица 2016-е је препоручила да процена климатских промена на средњој тачки треба да буде подељена на две подкатеорије, респективно, фокусирајући се на дугорочне доприносе климатским променама и на стопу по којој се дешавају температурне промене. Ова два би била изражена у различитим мерама и не агрегирана на средишњем нивоу. Очекује се да ће разликовање у две категорије средње тачке боље побољшати моделирање, јер су значајни и промена и величина дугорочног пораста температуре.

Карактеризација климатске промене на крајњој тачки је изазовна због комплексности фундаменталних еколошких механизма са многобројним повртаним спрегама од којих су многе вероватно непознате, глобалног нивоа и веома дуге временске перспективе. Посебно штете по људско здравље су такође снажно погођене локалним и регионалним разликама у повредљивости и могућности друштава да се прилагоде променљивим климатским условима. Неке методе крајње тачке предлажу факторе карактеризације крајње тачке (на пример Ecoindicator99, ReCiPe, LIME IMPACT World+ и LCIMPACT), али због стања тренутних модела климатске штете, они неминовно пропуштају путање

штете и придружују им се велике несигурности, где је чак тешко проценити и величину ових несигурности. Због тога друге методе крајње тачке (на пример IMPACT 2002+) су суздржане од моделирања на крајњој тачки за ову категорију утицаја и представљају резултате средње тачке заједно са резултатима крајње за остатак категорија утицаја. У сваком случају, резултати крајње тачке за климатску промену морају бити узети у обзир са великим опрезом у интерпретацији резултата [25].



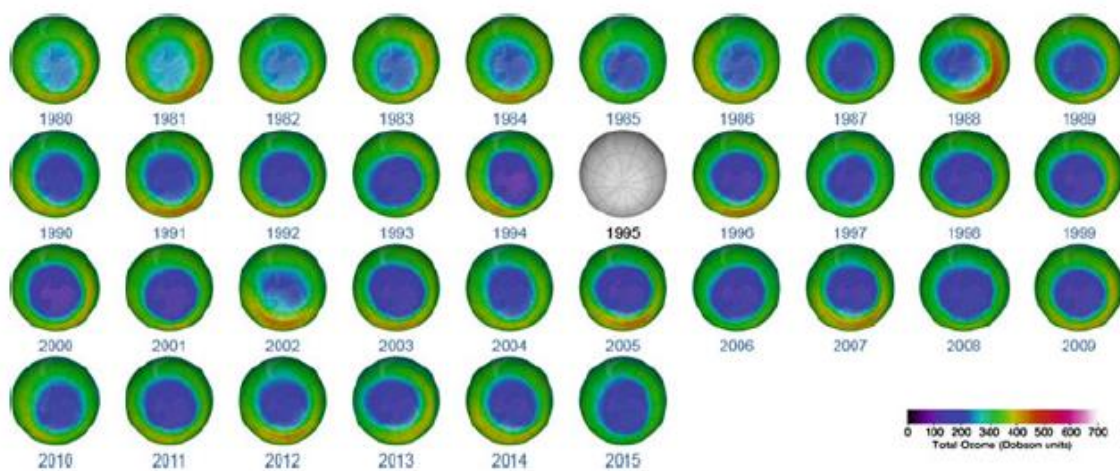
Слика 9. Директни удели емисије гасова стаклене баиште (% од укупне антропогене емисије гасова стаклене баиште) од пет главних економских сектора у свету у 2010. години [29]

7. Стратосферско смањивање озона

7.1. Проблем

Озон је високо реактиван и нестабилан молекул који се састоји од три атома кисеоника и формира плавкаст гас при нормалној температури околине са изразито оштрим мирисом. Овај молекул је присутан у нижим атмосферским слојевима (тропосферски озон као последица фотохемијске формације озона) и у већој концентрацији (око 8 ppmv) на већим висинама такође између 15 и 40 km изнад земље (стратосферски озон). Тропосферски, у нивоу земље озон се сматра загађивачем због његових бројних штетних ефеката на људе, животиње, биљке и материјале (слика 10). Као саставни део стратосферског атмосферског слоја, значајан је за живот на планети Земљи, због свог капацитета апсорпције УВ зрачења богатих енергијом, тако спречавајући деструктивне количине тих зрачења да допру до живота на површини планете.

Смањивање стратосферског озона односи се на опадајуће концентрације стратосферског озона посматране од касних 1970-их, које се посматрају на различите начине: (1) као „подручје исцрпљивања озона“ или „озонска рупа“ (амбициозан појам који се често користи у јавним медијима који се односе на подручје критично ниске концентрације стратосферског озона), понављајући годишњи циклус релативно екстремних падова концентрације Оз над половима који се сваке године почну манифестовати у касну зиму /рано пролеће сваке хемисфере, (то јест отприлике у септембру/октобру преко јужног пола и марту/априлу преко северног пола) пре него што се концентрације поново опораве с порастом стратосферске температуре према лету. Општи пад концентрације Оз од неколико процената по деценији у целој стратосфери. Концентрација озона сматра се критично ниском када вредност интегрисаног озонског ступца падне испод 220 Dobson јединица (нормална вредност је око 300 Dobson јединица). Dobson јединице изражавају цео озон у колони са земље пролазећи кроз атмосферу. „Озонске рупе“ примећене су на Антарктику од раних 1980-их као што је приказано на слици 10.



Слика 10. Еволуција рупа у озонском омотачу над Антарктиком у септембру од 1980. до 2015. године [6]

Подаци за Европу, на пример, показују пад од 5,4% концентрације стратосферског Оз по деценији од 1980-их, мерено зими и у пролеће, са трендом побољшања током периода између 1995–2000. Међутим, у каснијим годинама су рекорди ниске концентрације оборени готово на годишњој основи. До данас, највећа „озонска рупа“ у историји човечанства примећена је 2006. године са 29,5 милиона km^2 изнад Антарктика, али чак је и у 2015. години њен највећи раст и даље достигао 28,2 милиона km^2 , а 2011. примећена је највећа арктичка „озонска рупа“ икада [6].

Утицаји стратосферског оштећења озона су у основи повезани са смањеном апсорпцијом сунчевог зрачења у стратосфери што доводи до повећаних интензитета УВ зрачења на површини планете, од којих се разликују три широке класе: УВ-Ц, УВ-Б и УВ-А. Утицај УВ зрачења на живе организме зависи од његове таласне дужине, што је краће, то је опасније. УВ-Ц је најопаснији распон таласних дужина, али је готово у потпуности прочишћен озонским сомотачем. УВ-Б (таласне дужине 280-315 nm) изазива највише забринутости због исцрпљивања озонског омотача, док озоне не апсорбује УВ.

Зависно од трајања и интензитета изложености УВ-Б, сумња се да утицај на људско здравље укључује рак коже, катаракту, опекотине од сунца, појачано старење кожных ћелија, болести имунолошког система, главобоље, пецкање очију и иритацију дисајних путева. Ефекти екосистема повезани су са оштећењем епидерма на животињама (примећено на пример код китова) и радијацијским оштећењима фотосинтетских органа биљака узрокујући смањену фотосинтезу, што доводи до смањених приноса и квалитета усева у пољопривредним производима и губитка фитопланктона, примарног произвођача водених ланаца исхране, посебно у поларним океанима. Поред тога, УВ-Б убрзава стварање фотохемијског смога, стимулишући производњу тропосферског озона који је штетан загађивач (слика 10) [1].

7.2. Еколошки механизам

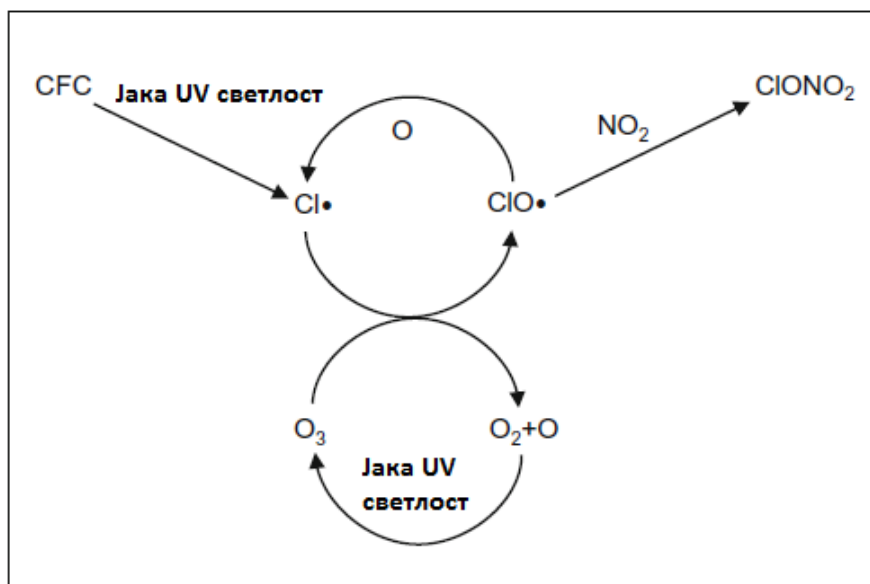
Концентрације стратосферског озона резултат су равнотеже између формирања и уништавања Оз под утицајем сунчевог (УВ) зрачења, температуре и присуства других хемикалија. Годишњи циклус уништавања озона над половима развија се у присуству неколико утицајних фактора, при чему је интензитет уништавања директно зависан од комбинованог интензитета ових фактора:

- метеоролошки фактори (јаки стратосферски ветрови и ниске температуре) и
- присутност хемикалија које уништавају озон.

Метеоролошки чиниоци укључују формирање „поларног вртлога“, појаву циркуларног стратосферског ветра, у поларној ноћи током поларне зиме, када готово никаква сунчева светлост не досегне пол. Овај вртлог изолује зрак у поларним ширинама од остатка Земљине атмосфере, спречавајући улазак озона и других молекула. Како се тама наставља, ваздух у поларном вртлогу постаје врло хладан, при чему температуре падају испод $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$. На таквим температурама почиње да се формира посебна врста облака, названа Polar Stratospheric Clouds (PSC). За разлику од тропосферских облака, они се не састоје преважно од капљица воде, већ од три хидратизираних честица азотне

киселине, које могу формирати веће честице леда које у свом језгру садрже растворену азотну киселину, док температура и даље пада. Присуство PSC пресудно је за убрзано исцрпљивање озона над поларним областима, јер они обезбеђују чврсту фазу у иначе изузетно чистом стратосферском ваздуху на којем процеси разградње озона знатно ефикасније настају [33].

Хемијски фактори укључују присуство хлора и једињења брома у атмосфери као важни доприноси уништавању озона. Већина једињења хлора и половина једињења брома која достижу стратосферу потичу од људских активности. Због своје екстремне стабилности, CFCs се не разграђују у тропосфери, већ се споро (током година) транспортују у стратосферу. Овде се разграђују на реактивне радикале хлора под утицајем УВ зрачења веома богатог енергијом у горњим слојевима озонског омотача. Један атом хлора може уништити веома велики број молекула озона, пре него што се евентуално деактивира путем реакције са азот-оксидима или метаном присутним у стратосфери. Шема разградње и деактивације приказана је у поједностављеном облику за CFCs молекула на слици 11.



Слика 11. Разградња озона катализираног хлором у стратосфери [34]

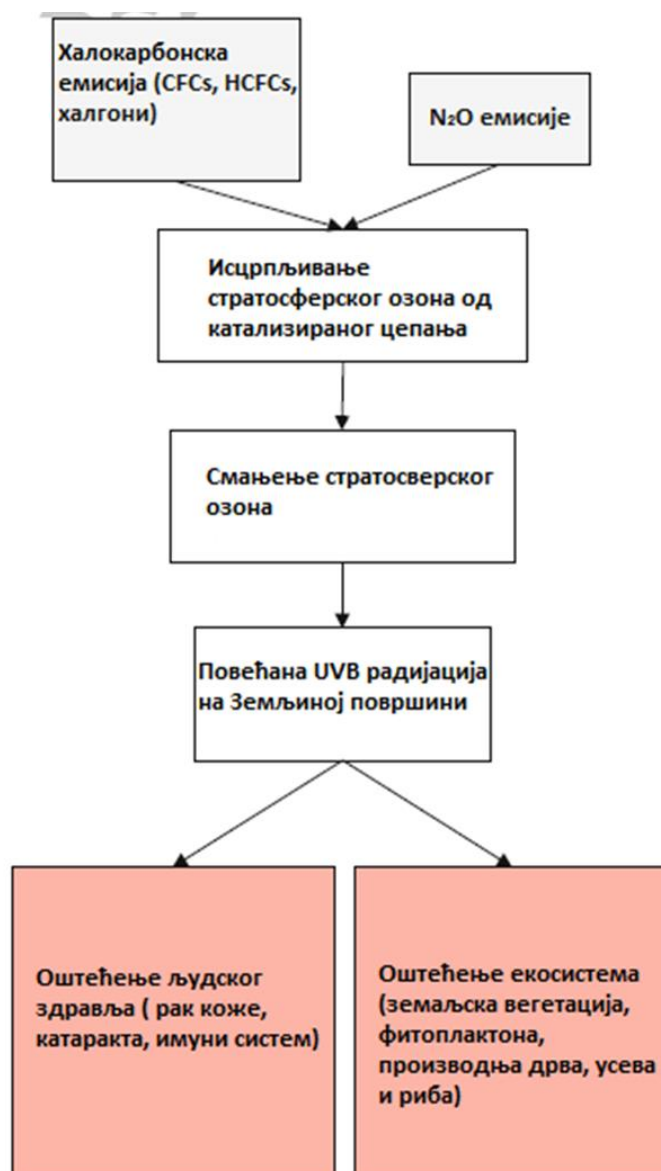
Када су изоловани у поларном вртлогу и у присуству стратосферског наоблачења - PSC, ови стабилни хлорни и бромни облици долазе у контакт са хетерогеним фазама (гас / течност или гас/чврста супстанца) на површини честица које формирају PSC, што их разграђује и ослобађа активирани слободни хлор и бром, познате као „активне“ супстанце које оштећују озонски омотач. Те су реакције веома брзе и, како је објашњено, снажно појачане присуством PSC, појаве која је занемарена пре открића „озонске рупе“.

Слика 12 приказује пут утицаја који води до исцрпљивања озона у стратосфери због емисија, произведених захваљујући човеку, дуго живећих халокарбона и азот-оксида као што се користи у већини LCIA метода [35].

Показатељ средње тачке који се без изузетка користи у свим LCIA методама за израчунавање фактора карактеризације је Озонски потенцијал за смањење озона (ODP). На сличан начин као и потенцијал глобалног загревања (GWP), он процењује потенцијал хемикалије која може да уништи озонски омотач на основу модела Светске метеоролошке организације (WMO 2014). ODP у суштини изражава глобално смањење концентрације стратосферског O₃ због супстанце која оштећује озон и у односу на глобално смањење концентрације стратосферског O₃, CO₂ због 1 KG CFC-11 (CFCl₃), и стога се изражава у еквивалентима CFC-11:

$$ODP_i = \frac{\Delta C_{O_3}(i)}{\Delta C_{O_3}(CFC-11)}$$

На слици 12 се може видети како изгледа путања утицаја за стратосферско смањење озона.



Слика 12. Путања утицаја за стратосферско смањење озона [36]

7.3. Емисије и главни извори смањивања стратосферског озона

Халогена једињења у стратосфери углавном потичу из веома стабилних индустријских халокарбонских гасова који се користе као растварачи или расхладна средства (хлоровани CFC или фреони), или из средстава за гашење (бромирани халони). Групе антропогених ODS-а су: бромохлорометани (BCM), хлоро-флуоро-угљеници (CFCs), тетрахлорид угљеник, хидробромо-угљени угљендоници (HBFCs), хидрохлоро урокарбони (HCFCs), тетрахлорометан, 1,1,1-метил-хлорид, 1,1,1-трихлорид метил-хлорид, 1,1,1-трихлорид метил-хлорид, 1,1,1-трихлорид метил, халогенидид. Главне употребе ODS-а током прошлог века биле су: системи за гашење (халон), пластичне пене, потисни гас у конзервама за распршивање, фумигати и пестициди (метил-бромид), инхалатори са мереном дозом (MDI), хлађење и климатизација и растварачи за одмашћивање. Природне супстанце које оштећују озон су CH_4 , N_2O , H_2O и халогениране супстанце са довољном стабилношћу и/или брзином отпуштања које им омогућавају да дођу до стратосфере. Све супстанце које оштећују озонски омотач имају две заједничке карактеристике, и то:

- хемијски су врло стабилне у доњој атмосфери и,
- може да ослобађа хлорид или бромид под УВ зрачењем.

Постепено укидање производње и употребе дотичних супстанци успешно се спроводи према Монреалском протоколу, који је потписан 1987. године и који је довео до постепеног укидања потрошње и производње ODS-а до 1996. у развијеним земљама и до 2010. у земљама у развоју. Ако се континуирано поштује, овај напор би требао довести до престанка годишњег појављивања „озонске рупе“ око 2070. године, а одлагање је због чињенице да још увек емитујемо све мање количине релевантних материја (углавном када су при крају стари расхладни и климатизациони системи) и веома су упорни и могу потрајати деценијама да се досегну до полова и стога наставе штетни ефекти током дужег времена. Када се данас у LCI или LCA резултатима примећују значајне емисије или доминантни утицаји ODS-а, то је вероватно, јер подаци потичу из референци пре поступног искључивања и стога је највероватније нуспојава због застарелих података, осим ако је животни третман старих расхладних и климатизацијских система важан састојак LCA [4, 25].

7.4. Постојећи модели карактеризације

Без изузетка, све постојеће методе LCIA користе ODP као индикатор средњег нивоа (мада немају све најновије верзије). За карактеризацију крајњих нивоа примењују се различити модели средњих до крајњих нивоа који повезују оштећење озона са појачаним УВ зрачењима и на крају са раком коже и катарактом код људи. Све LCIA методе крајњих тачака карактеришу утицаје на здравље људи, али само јапанска метода LIME додатно разматра утицаје на нето примарну продуктивност (NPP) за четинарске шуме, пољопривреду (соја, рижа, зелени грашак, сенф) и фитопланктон на великим географским ширинама [36].

8. Закишељавање

8.1. Проблем

Током 1980-их и 90-их, ефекти закишељавања животне средине постали су јасно видљиви у облику израженог недостатка здравља, нарочито код четинара у многим шумама у Европи и САД-у, што је резултирало локалним смањењем шума, доводећи до убрзаног чишћења целих шума. Чиста кисела језера без рибе се помало враћају на почетак двадесетог века, појављујући се локално, на пример у Норвешкој и Шведској као резултат људских активности, али је опсег проблема драматично порастао у новије време, а током деведесетих година прошлог века дошло је до значајног закисељавања воде у више од 10.000 скандинавских језера. Метали, површинске превлаке и минерални грађевински материјали изложени ветру и временским условима распадају се брзином која је неупоредива у историји, услед чега ће доћи до великих друштвено-економских трошкова и губитка незаменљивих историјских споменика у многим деловима индустријализованог света. Проблеми са закишељавањем били су један од главних брига за животну средину у Европи и Северној Америци у 1980-им и 90-има, али циљаним регулисањем главних извора у сектору енергије, индустрије и транспорта, праћеним ограничавањем ради успостављања рН природних тла и вода, то више није главна брига у овим регионима. У Кини су, међутим, утицаји закисељавања драматични у неким областима због широке употребе електричне енергије произведене из угља, користећи угаљ богат сумпором [37].

8.2. Еколошки механизам

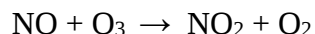
Закишељавање тла или водених екосистема може се дефинисати као утицај који доводи до пада капацитета за неутрализацију киселина у систему (ANC), то јест смањења количине супстанци у систему које могу да неутралишу јоне водоника додате у систем. ANC се може смањити:

1. додавањем водоникових јона који истискују друге катионе који се могу излучити из система и,
2. уносом катиона у биљке или другу биомасу која се сакупља и уклања из система.

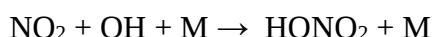
Посебно је прва релевантна за утицаји закисељавања у LCA. Закишељавање се временом јавља природно, али се увелико повећава човековим уносом водоникових јона у тло и вегетацију. Главни извор су емисије гасова из ваздуха које се ослобађају у атмосфери или након таложјења у земљи, вегетацији или води. Таложјење се повећава током падавина када се гасови растварају у води са падањем кише, што може бити прилично кисело са рН вредностма до 3–4 у случају јаког загађења ваздуха („кисела киша“). Најважнија закисељујућа једињења која су створили људи су: сумпорни оксиди, SO_2 и SO_3 (или заједно SO_x), кисели анхидриди сумпорне киселине H_2SO_3 и сумпорне киселине H_2SO_4 , што значи да по апсорпцији воде из атмосфере формирају их врло јаке киселине које обе ослобађају два водоника јона када се таложје:



Азотни оксиди, NO и NO₂ (или заједно NO_x) који су такође кисели анхидриди, јер се могу претворити у азотну и азотасту киселину оксидацијом у тропосфери. NO се оксидује у NO₂ првенствено реакцијом са озоном:



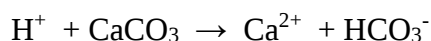
NO₂ може бити оксидиран у азотну киселину, HNO₃ или HONO₂:

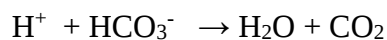


Где је OH хидроксилни радикал присутан у атмосфери и M је неактивно тело које може уклонити вишак енергије. Амонијак, који је сам по себи база (апсорбује водоникове јоне реакцијом NH₃ → H⁺ → NH₄⁺), али након потпуне минерализације кроз нитрит, NO₂⁺, у нитрат, NO₃⁻ ослобађа један протон:



Јаке киселине попут хлороводоничне киселине, HCL или сумпорне киселине, H₂SO₄, које ослобађају свој садржај водоничних јона чим се растворе у води и на тај начин су такође јако закисељавајуће. Због велике растворљивости у води атмосферско време задржавања ових закисељујућих материја је ограничено на неколико дана, па је закишељавање регионалног дејства, с тим што је ограничено на регион око тачке емисије. Када се закисељујућа једињења наслажу на лишће или иглице биљака, она могу оштетити ове виталне биљне органе и тиме оштетити биљке. Када закисељујућа једињења дођу у тло, протони се ослобађају у земљи где могу да сниже рН воде у земљи и доведу до ослобађања јона метала везаних у земљишту. Неки од ових метала су токсични за биљке у тлу, други су од суштинског значаја за раст биљака, али се након ослобађања испирају и расположивост тих метала биљкама може тада постати ограничавајућа за раст биљака. Резултат је стрес на биљкама услед оштећења корена и лишћа, а након дужег излагања биљке могу умрети као директна последица тога или кроз болести или паразите који имају користи од ослабљеног састава биљке. Језера су такође изложена закисељавању, посебно кроз закисељену воду тла која цури у језеро. Када рН језера падне, то утиче на доступност угљеника у води, јер се HCO₃⁻, који је доминантни облик око неутралног рН, претвара у растворени CO₂. Растворљивост токсичних метала је повећана, нарочито алуминијума који се може исталожити на шкргама на рН 5. Фитопланктон и макрофити се постепено мењају, а такође и фауна. Хуминске киселине које дају језерској води смеђу боју, таложе се, а кисела језера изгледају бистро и плаво. Осетљивост на закишељавање снажно утиче на геологију и природу тла. Глиновита тла са високим садржајем калцијум карбоната су добро пуферисана што значи да ће се одупрети промени рН неутрализацијом уноса водоникових јона са основним карбонатним јонима:





Све док је калцијум карбонат присутан у земљишту, неће доћи до закисељавања.

Тла богата глином такође су отпорна на закишељавање захваљујући својој способности да апсорбују протоне на глиненим минералним површинама под ослобађањем јона метала, док су пешчана тла осетљивија на закишељавање. Осетљивост екосистема на закишељавање може се описати његовим критичним оптерећењем - „Квантитативна процена изложености једном или више загађивача испод које значајни штетни утицаји на специфичне осетљиве елементе околине не настају према постојећим сазнањима“. Укључујући горе описани механизам заштите животне средине, пут утицаја закисељења приказан је на слици 13. Океанско закишељавање је процес растварања CO_2 у морској води што доводи до благог снижавања рН у отвореним океанима као последица повећања концентрације CO_2 у атмосфери. Растварање CO_2 у води ствара угљеничну киселину, прилично слабу киселину (соду воду), која ослобађа протоне у складу са:



Благо спуштени рН штетан је за коралне гребене, што би требало укључити у карактеризацију крајњих нивоа. CO_2 је једини важан допринос закисељавању океана и укључивање ове категорије утицаја на средњем нивоу стога нуди мало додатних информација LCIA-и која већ разматра климатске промене [38].

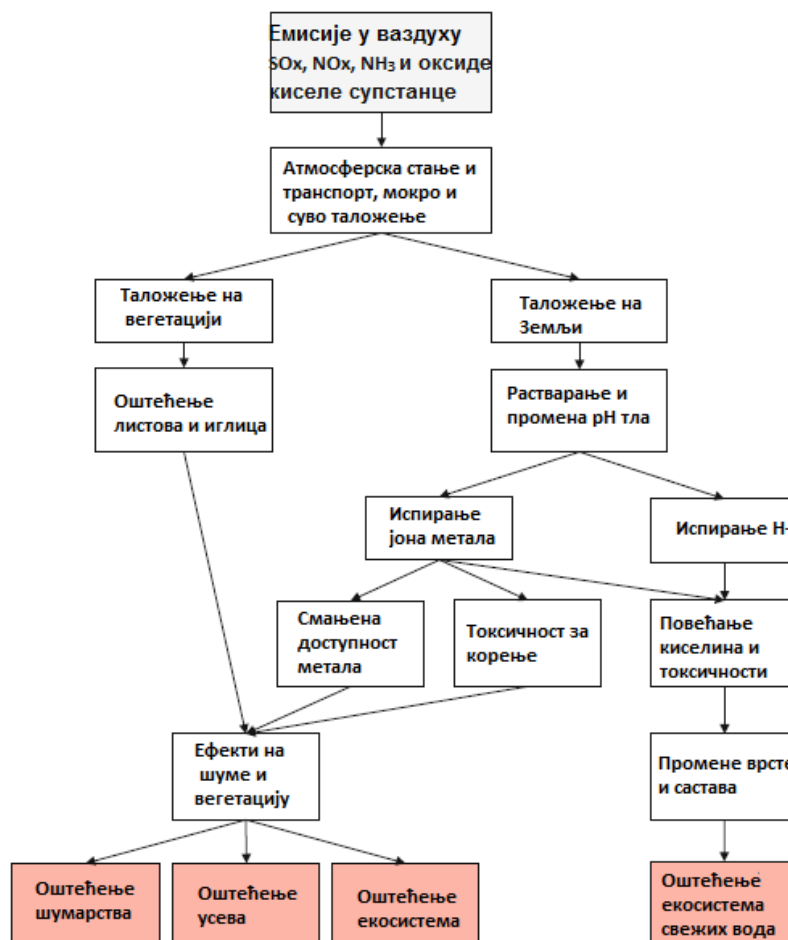
8.3. Емисије и главни извори закишељавања

Сумпор-диоксиди и азотни оксиди су емисије које ствара човек и који највише доприносе закисељавању. Историјски топионице метала у рударској индустрији биле су снажни извори локалног закисељавања са великим локализованим емисијама сумпорних оксида. Данас су главни извори и SO_x и NO_x процеси сагоревања у термоелектранама, моторима сагоревања, спалионицама отпада и децентрализованим пећима. За сумпорне оксиде ниво емисије зависи од садржаја сумпора у горивима. С обзиром да азот обилује атмосфером и, према томе, у свим процесима сагоревања који користе ваздух, емисије азотних оксида углавном се одређују условима процеса сагоревања и могућим третманом гасова који настају кроз катализаторе и филтере. Као одговор на озбиљне проблеме са закишељавањем у Европи и Северној Америци у претходним временима, регулација сада обезбеђује уклањање садржаја сумпора из горива, да важне активности сагоревања попут термоелектрана и спалионица отпада имају ефикасну неутрализацију гасова пре него што оне се ослобађају и да мотори сагоревања имају катализаторе који смањују садржај NO_x у издувним гасовима [25].

Амонијак је такође важан допринос закисељавању у неким регионима, а главни су извори повезани са пољопривредом која користи NH_3 као ђубриво, и сточарством, посебно узгајалиштима свиња и пилића, са емисијама амонијака из њихове околине и распршивања стајског ђубрива. Минералне киселине попут HCl и H_2SO_4 ретко се појављују као елементарне вредности у залихама животног циклуса, али могу се

избацити из неких индустријских процеса, као и из спалионица отпада са третманом неисправних гасова [1].

На слици 13 се може видети путања утицаја закисељавања.



Слика 13. Путања утицаја закисељавања [1]

8.4. Постојећи модели карактеризације

Потенцијал закисељавања зависи како од снаге емитованог гаса, тако и од осетљивости пријемног окружења у смислу буферне способности тла и осетљивости екосистема на закишељавање, изражено критичним оптерећењем. Иако је разлика између гасова који доприносе скромна-унутар фактора 5–10 за све материје, разлика између осетљивости на различитим локацијама може бити неколико реда величине, зависно од геологије и карактеристика тла. Модели ране карактеризације су били генерични за локације и само су уграђивали разлику у способности ослобађања протона, али новији модели укључују све више и више ланца узрока-последике на слици 13 и модел, на пример подручје екосистема у подручју таложења које је изложено изнад критичног оптерећења. За ово је потребан LCIA приступ зависан од локације, где се фактор карактеризације одређује не само по емитираној супстанци, већ и по локацији емисије. Фактори карактеризације могу се изразити као апсолутне вредности или као еквивалентна емисија референтне материје која је у том случају обично SO₂ [1, 4].

9. Еутрофикација

9.1. Проблем

Хранљиви састојци се природно јављају у окружењу, где су основни предуслов постојања живота. Састав врста и продуктивност различитих екосистема одражавају доступност хранљивих састојака, а природне разлике у доступности азота и фосфора су, један од разлога за постојање мноштва врста и различитих типова екосистема. Екосистеми су динамични, и ако на њих утиче промењена доступност хранљивих састојака, они се једноставно прилагођавају новој равнотежи са околином. Изворно, еутрофикација водених окружења, попут река или језера, описује њен еутрофични карактер (од грчке речи „eu“ - добар, истинит - и „trophein“ - храна), што значи богата хранљивим материјама. Од 1970-их тај се термин користио за описивање спорог гушења великих језера. Сада има значење блиско дистрофичном. Водени екосистем у јакој неравнотежи назива се хипертрофичним, када је близу природне равнотеже назива се мезотрофичним, а када је здрав назван је олиготрофним. Можда најистакнутији ефекат еутрофикације у језерима, рекама и обалном мору је нижи квалитет воде, укључујући слабу видљивост или за озбиљније ситуације, огромне количине алги у површинским слојевима тих вода. Еутрофикација у основи описује обогаћивање воденог окружења хранљивим солима што доводи до повећане производње биомасе планктонских алги, желатинозног зоопланктона и виших водених биљака, што резултира деградацијом (органолептичке) квалитета воде (изглед, боја, мирис, укус) и измењени састав врста екосистема. Такође може да доведе до развоја токсичних фитопланктона, динофизе, цијанобактерија или плаво-зелених алги. Када алге умру, потону на дно где се деградирају под потрошњом кисеоника. Као последица тога, смањује се концентрација раствореног кисеоника (хипоксија), што резултира губитком биолошке разноликости (флора и фауна). На крају, ако се процес не заустави, ово ће се језеро претворити у мочвару, која ће постати травњак и шума. Овај процес се одвија природно, али током много дужег временског хоризонта. За земаљске системе, најзначајнији проблем заштите животне средине у односу на оптерећење азотним једињењима су промене у функцији и саставу врста екосистема сиромашних кисеоником (и N-ограниченим) у вегетацији, заједници и уздигнуте мочваре као резултат атмосферског таложења азотних једињења. На шуму и пољопривреду такође могу утицати смањени приноси због оштећења шума и усева. Ова секција се, међутим, фокусира на еутрофикацију воде [6].

9.2. Еколошки механизам

Ланац исхране у воденим екосистемима може се разликовати у три трофичка нивоа: примарни произвођачи (алге и биљке које производе биомасу фотосинтезом), примарни потрошачи (врсте које конзумирају алге и биљке, вегетаријанци) и секундарни потрошачи (врсте које конзумирају примарне потрошаче, месождери) . Поред сунчеве светлости, за раст примарних произвођача потребни су сви елементи који улазе у њихов анаболизам (њихова синтеза молекула који чине ћелије организма). Формула за просечну композицију воденог организма је $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$. Поред елемената представљених у овој формули, потребне су мање количине великог броја других

елемената, на пример калијум, магнезијум, калцијум, гвожђе, манган, бакар, силицијум и бор. У принципу, доступност било ког од ових елемената може одредити потенцијални обим раста примарних произвођача у датом систему. Елементи који у највећим количинама улазе у примарне произвођаче (као и у свим другим живим организмима) су угљеник, водоник и кисеоник. Доступност воде може ограничити раст у земаљским биљкама, али доступност једног од три основна елемента ретко су ограничавајући фактор раста примарних произвођача. Остали елементи који улазе у изградњу примарних произвођача су хранљиве материје, јер је доступност ових елемената у довољним количинама неопходна да би се осигурао раст. Хранљиве материје се класификују као макрохрањива ($>1000 \text{ lg/g}$ суве материје у биљкама) и микронутријенти ($<100 \text{ lg/g}$ суве материје у биљкама) (Salisbury и Ross, 1978). У ретким случајевима раст је ограничен доступношћу једног од микрохрањивих састојака, али примарни произвођачи захтевају врло мале количине тих елемената, па су ти елементи ограничени само на веома сиромашним тлима. Од макронутријената, сумпор се додаје у све екосистеме у довољним количинама количинама у већини индустријализованог света атмосферским таложењем сумпорних једињења из других гасова који настају из производње енергије преко фосилних горива. Калцијум, калијум и магнезијум се јављају у кречу и глини, који у великим количинама постоје у тлу [39].

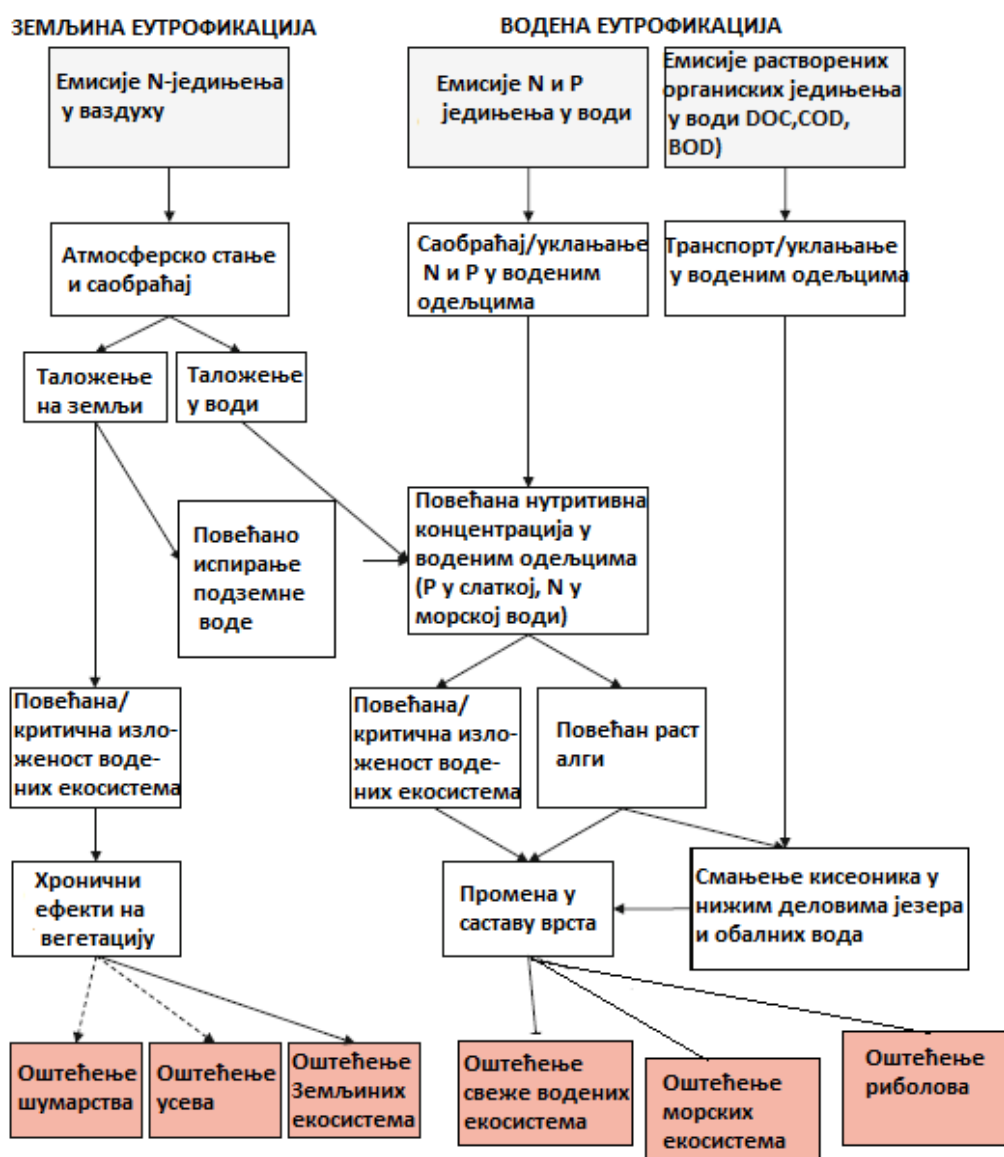
У пракси, један од ова два последња макронутријента, азот и фосфор, је стога готово увек ограничавајући елемент за раст примарних произвођача, па је разумно да се елементи кисеоника и фосфора сматрају тек доприносима обогаћивања хранљивим материјама. У многим језерима мањак фосфора или комбинација азотних и фосфорних недостатака обично ограничава раст, а њихово додавање подстиче раст алги. У приморским водама и морима азот је често ограничавајући хранљиви састојак. Супстанце које садрже азот или фосфор у биолошки доступном облику класификују се као потенцијални доприносиоци обогаћивању хранљивим материјама. Као што је видљиво из формуле за просечни састав водених организама, однос азота и фосфора је 16. Ако је концентрација азота који је биорасположив значајно већа од 16 пута концентрације биорасположивог фосфора у екосистему, то је стога је разумно претпоставити да је фосфор ограничена хранљива супстанца, и обрнуто. Пошто се већи део атмосфере састоји од слободног азота, N_2 , даље додавање N_2 неће имати ефекта, а такође није ни директно биорасположиво. Стога се N_2 не класификује као допринос обогаћивању хранљивим састојцима. За водену еутрофикацију, полазиште ланца узрока-ефекта су емисије једињења које садржи или азот (N) или фосфор (P). Повећана доступност хранљивих састојака примарно ће повећати раст алги и биљака, посебно лети са обилном сунчевом светлошћу. Овај раст алги је видљив јер се реке, језера или обалне воде лети замућују. На крају ће алге потонути на дно где их разградитељи разграђују попут бактерија услед потрошње кисеоника у доњем слоју. С обзиром на то да сунчева светлост све више бива блокирана да досегне у дубље слојеве воде, нагомилавање температурног градијента изазива успоравање дубоких језера и обалних вода у летњим месецима. У морском окружењу стратификација се одређује разликама густоће између слане воде која долази из мора и сланкасте воде која произлази из река. Таква слојевитост спречава ефикасно мешање воденог стуба. Ако свежа вода богата

кисеоником са површине не успе до дна, концентрација кисеоника у близини дна постепено ће се смањивати све док се организми са дна који се настане одселе или не умру. Како се концентрација кисеоника приближава нули, отровне материје као што је сумпороводик, H_2S , формирају се у седиментима, где се накопљају у резервама гаса који при ослобађању убијају оне организме који су им изложени. Главни ланац узрока последица као што је приказано на слици 14, може се сажети као:

- емисија N или P;
- повећање раста и цветања алги и виших биљака;
- сунчева светлост више не досеже ниже слојеве воде, што ствара градијент температуре са повећањем дубина;
- ово подржава стабилну слојевитост слојева воде смањујући транспорт површинске воде богате кисеоником до дубљих слојева;
- кисеоник се у доњим слојевима непрестано троши, што доводи до гушења врста које живе у дну и рибе;
- то се додатно убрзава услед распадања (коришћењем кисеоника) мртвих врста и седиментираних мртвих алги и,
- средина постаје хипоксично и потпуно аноксична, погодујући стварању редукционих једињења и штетних гасова (метан) [40].

У тространој подели категорија утицаја на животну средину на глобалне, регионалне и локалне, еутрофикација се сматра локалним и регионалним утицајем. Као последица горњих објашњења, потенцијали утицаја у великој мери зависе од локалних услова, на пример да ли ће прималац емисије подржавати потребну конверзију емисије (минерализација органских азотних једињења) или је ли прималац ограничен у азоту или фосфору, док се оба елемента увек сматрају потенцијалним доприносиоцима еутрофикације. Прорачун фактора карактеризације за супстанцу која обогаћује хранљивим састојцима састоји се од процене броја молова азота или фосфора који се могу избацити у животну средину из једног молекула емитоване материје. То се може изразити у облику два еквивалента обогаћивања хранљивим материјама, као kg N-еквивалента и kg P-еквивалента. Могуће последице еутрофикације често не узимају у обзир да ли је узрочник азот или фосфор. Стога у неким ситуацијама може бити пожељно смањити сложеност резултата процене животне средине испољавањем еутрофикације као еквивалента, тако да се доприноси за азот и фосфор обједињују. У овом случају потенцијални утицај се такође може изразити као еквивалентна емисија референтне материје (NO_3^- , једна од најважнијих материја за обогаћивање хранљивим материјама). Агрегирање N и P потенцијала захтева претпоставку о величини односа N/P између два елемента у живим организмима. Као што је горе објашњено, за азот: фосфор у живом материјалу може се користити моларни однос 16. Један мол фосфора (на подручју где доступност фосфора ограничава раст) стога доприноси исто толико да еутрофикује 16 мола азота (на подручју где доступност азота ограничава раст). Укупни потенцијал

обогаћивања хранљивим материјама за азотне супстанце затим се израчунава као N-потенцијал емисије помножен са грамом молекулске масе референтне материје (NO_3 од 62,00 g/mol). Потенцијал P за супстанце које садрже фосфор множи се са 16 пута већом од грама молекулске масе референтне материје. Примарни одељак за пољопривредне емисије углавном је слатка вода у којој се неки азот може уклонити на путу до морских система денитризацијом у рекама и језерима претварајући азот у N_2 који се ослобађа у атмосферу. „Пуњење“ слатке воде азотом је на тај начин веће од количине која се преноси у морска подручја преко река и потока. Фосфорна једињења не подлежу овој врсти претварања, али фосфат формира нерастворљиве соли с многим металима и то може довести до неког уклањања акумулацијом фосфора у језерским седиментима. Фосфор акумулиран у седиментима река и потока током сушних периода може се касније испрати у морско окружење када се повећава проток воде, на пример после олује [39, 40].



Слика 14. Ударни путеви за еутрофикацију копнених и водених (слатководних и морских) [39]

9.3. Емисије и главни извори еутрофикације

Због употребе неорганских ђубрива и стајског ђубрива пољопривреда је значајан извор емисије фосфата и азота у облику нитрата, који утичу на подземне воде пробијањем и површинском водом кроз поступке отицања и испирања, амонијака који се емитује у ваздух и одлаже на копно у близини. Тачкасти извори у облику уређаја за прочишћавање отпадних вода из домаћинства (на пример од полифосфата у детерџентима) и индустрије, као и широког узгоја важни су извори фосфора и нитрата. Поред емисија које ствара човек, природни извори укључују испирање и отпуштање азота и фосфата. Сматра се да се природни додатак хранљивих састојака земаљским подручјима састоји углавном од атмосферског таложења оксида азота и амонијака, док неке природне биљне врсте такође поседују способност за фиксирање атмосферског азота. Емисија органских материјала може довести до потрошње кисеоника због бактерија које разграђују ову органску материју и на тај начин доприносе исцрпљивању кисеоника слично ономе што се примећује као резултат обогаћивања хранљивим састојцима у језерима и приобалним водама. Међутим, ово је примарни ефекат и строго говорећи, није део механизма обогаћивања хранљивим састојцима. Стога се емисије ВРК (биолошка потреба за кисеоником супстанце које троше кисеоник на разградњу) или COD (хемијска потреба за кисеоником) могу додатно окарактерисати неким LCIA методама које разматрају исцрпљивање кисеоника (хипоксију) у води као заједничку средину за оба механизма. Већина метода LCIA тренутно се заснива на N / P и обично не класифицирају BOD / COD као допринос обогаћивању хранљивим материјама и самим тим еутрофикацијом. У великим деловима индустријализованог света емисије органске материје су само од локалног значаја у водотоцима и повремене емисије необрађених извора [40].

9.4. Постојећи модели карактеризације

Суштинске еволуције током последње деценије биле су везане за побољшано моделирање судбине, разликовање P-ограничене (слатке воде) и N-ограничене (морске) екосистеме, увођење фактора средњег ефекта у новијим методама и моделе карактеризације који постају глобални и просторни детаљнији. LCIA методе на средњој тачки обично предлажу јединице у P и N еквивалентима, као што су kg P или kg PO₄⁻³ и kg N или NO₃. За карактеризацију крајњих тачака већина модела користи потенцијално несталу фракцију врста (PDF) у [m² година], осим LIME који користи губитак нето примарне продуктивности (NPP) [1, 4].

10. Фотохемијско стварање озона

Ова категорија утицаја појављује се под више различитих назива у различитим поступцима LCIA: (тропосферско) формирање озона, фотохемијско стварање или стварање озона, стварање фото оксиданса, летњи смог. Постоје мање разлике, али у основи сви се баве утицајима озона и других реактивних једињења кисеоника формираних као секундарна контаминанта у тропосфери оксидацијом примарних контаминаната испарљивих органских једињења (VOC) или угљен-моноксида у присуству азотних оксида (NO_x) под утицајем светлости. VOC су овде дефинисани као органска једињења са тачком кључања испод $250\text{ }^\circ\text{C}$. NO_x је заједнички назив за азотни монооксид NO и азотни диоксид NO_2 [33].

10.1. Проблем

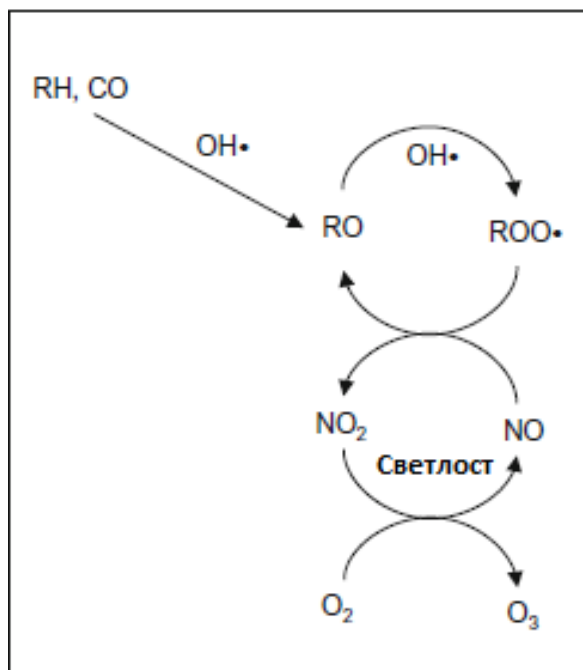
Негативни утицаји фотохемијски генерисаних загађивача су последица њихове реактивне природе која им омогућава да оксидирају органске молекуле на изложеним површинама. Утицај на људе настаје када се озон и друга реактивна једињења кисеоника, која настају током процеса, удишу и дођу у контакт са површином дисајних путева, при чему оштећују ткиво и узрокују респираторне болести. Утицај на вегетацију настаје када реактивни спојеви нападну површину биљака или уђу у лишће биљака и проузрокују оксидативна оштећења на њиховим фотосинтетским органима. Утицај на вештачке материје изазван је оксидацијом и оштећује многе врсте органских материјала који су изложени спољном ваздуху. Због тога контаминирана испарљива органска једињења (VOCs) не узрокују еколошке проблеме повезане са стварањем фотохемијског озона, већ продукте њихове трансформације у тропосфери која је доњи слој атмосфере, од површине земље до тропопаузе 8–17 km изнад нас. Директни токсични ефекти VOCs на људе третирају се одвојено у категорији утицаја на људску токсичност. Осим општег повећања концентрације тропосферског озона, фотохемијско стварање озона може изазвати епизоде смога на локалном нивоу у градовима и околини, уз комбинацију великих емисија и правих метеоролошких услова. Током емитовања смога, концентрације озона и других фотооксиданата достижу екстремне нивое узрокујући тренутну штету људском здрављу [41].

10.2. Еколошки механизам

Фотохемијско формирање озона и других реактивних једињења кисеоника у тропосфери из емисија VOCs и NO_x прате прилично сложене реакционе шеме које зависе од природе одређеног органског једињења. Поједностављена презентација основних елемената схема дата је на слици 15 и може се сумирати као:

1. VOCs (написане као RH) или CO реагују са хидроксилним радикалом OH у тропосфери и формирају перокси радикале, ROO;
2. перокси радикали оксидирају NO у NO_2 ;
3. NO_2 се дели сунчевом светлошћу, формирајући NO и ослобађа атоме кисеоника и,

4. слободни атоми кисеоника реагују са молекуларним кисеоником O_2 да би формирали озон.



Слика 15. Поједностављени приказ фотохемијског формирања озон [39]

И VOCs и азотни оксиди су потребни за фотохемијско стварање озона и оба доприносе стварању озона. и други оксиданти. Извори VOC и NO_x врло су хетерогено дистрибуирани широм Европе. Емисија VOC укључује стотине различитих органских једињења, зависно од природе извора и активности која узрокује емисију. То значи да је на регионалном нивоу фотохемијска формација озона изразито нелинеарна и динамична с утицајем метеоролошких услова, а поврх свега и интеракција између различитих VOCs из антропогенних и природних извора попут шума, и великог броја производа различитих реакција. Даља компликација настаје зато што NO може реаговати са формираним озоном, апстрахирајући атом

кисеоника да би дао кисеоник и NO_2 . То значи да NO, у зависности од услова, локално може имати негативан потенцијал стварања озона и стога негативан фактор карактеризације за ову категорију утицаја. Уместо трајног уклањања озона, ова реакција NO доводи до географског премештања формације озона, јер тако створен NO_2 може касније да изазове стварање озона, следећи шему на слици 15, управо на другом месту. За стварање озона потребна је реакција између хидроксилног радикала и везе између угљеника и водоника или другог атома угљеника у молекули VOCs. Релативна снага испарљивог органског једињења у смислу потенцијала стварања озона по јединици масе зависи од тога колико таквих веза садржи. Снага расте с бројем двоструких или троструких веза и опада са садржајем других елемената осим угљеника и водоника. Следећа општа рангирања могу се дати од високог до ниског потенцијала за стварање озона:

1. алкени (смањују се дужином ланца) и ароматици (повећавају се степеном супституције алкила, смањују се дужином ланца у супституисаној алкил групи);
2. алдехиди (најјачи је формалдехид; бензалдехид нема ни негативан озон потенцијал стварања);
3. кетони;
4. алкани (скоро стални од дужине ланца од три атома угљеника и више), алкохоли и естри (више кисеоника у молекулу, слабији) и,

5. халокарбони (смањују се степеном супституције халогена и тежином халогених елемената) [39].

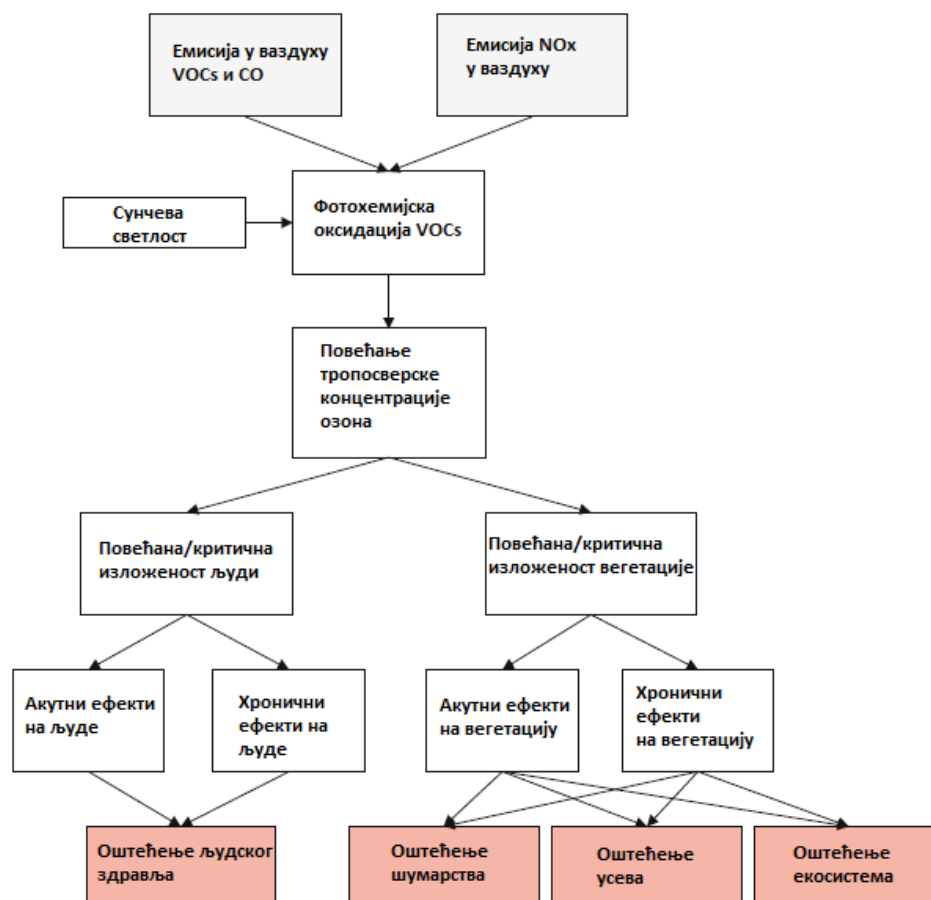
Животиње и људи углавном су изложени фотохемијским оксидансима удисањем околног ваздуха, па се ефекти појављују у њиховим дисајним органима. Озон се може открити по његовом мирису у концентрацији од 20 ppb у чистом ваздуху, али тек у нешто вишим концентрацијама почињемо да видимо акутне симптоме попут повећане отпорности респираторних пролаза и иритације очију, праћене у још већим концентрацијама и озбиљнијим ефектима попут едема плућа, што може довести до дугорочне неспособности. Познато је да епизоде смога са екстремним концентрацијама фотохемијских оксиданса у урбаним подручјима узрокују повећану смртност. Хронична респираторна болест може бити резултат дуготрајног излагања фотохемијским оксидансима. Биљке се ослањају на сталну размену ваздуха између својих фотосинтетских органа (лишћа или игала) и атмосфере да би апсорбовале угљен диоксид који је потребан за фотосинтезу. Озон и други фотооксиданти улазе заједно са зраком и својим оксидативним својствима оштећују фотосинтетске органеле, што доводи до промене боје листова, након чега следи исушивање биљке. Осетљивост биљке варира у зависности од сезоне и између биљних врста, али примећује се значајно смањење раста у областима са високим концентрацијама озона током сезоне раста. Проењени су губици приноса у пољопривреди од 10–15% за обичне усеве. Слика 16 сажима пут утицаја за фотохемијско стварање озона који повезује емисије VOCs, CO и NO_x са резултирајућим оштећењима на подручјима заштите [40].

10.3 Емисије и главни извори фотохемијског стварања озона

У неким случајевима су познате емисије појединих супстанци, али у случају нафтних производа емисије ће се састојати од више различитих супстанци и одређивати се под колективним ознакама попут VOCs или pmVOC (неметански VOCs, то јест VOC осим метана што се обично наводи одвојено због своје природе као снажни гас стаклене баште), а понекад и HCs (угљоводоници), или pmHC (неметански угљоводоници, тј. угљоводоници без метана).

Најважније емисије VOCs које стварају људи потичу од саобраћаја на путевима и употребе органских растварача, који су током 2000–2010 у Европи износили око 40% укупних емисија pmVOC које је створио човек. Даљих 7% произлази из индустријских процеса, а 10% су одбегле емисије. VOCs се такође емитују у великим количинама из вегетације, посебно шума, али уколико манипулисање природним системом од стране човека на емисије VOCs, оне неће бити пријављене у LCI и стога се неће бавити проценом утицаја. Угљен моноксид се ослобађа из процеса сагоревања уз недовољно снабдевање кисеоником. Ово укључује саобраћај на путевима и различите облике непотпуног сагоревања фосилних горива или биомасе у стационарним системима. Азотни оксиди такође се емитују из процеса сагоревања у транспорту, енергије и отпада, где је атмосферски азот главни извор азота [5].

На слици 16 се може видети путања формирања фотохемијског формирања озона.



Слика 16. Путања утицаја фотохемиског формирања озона [5]

10.4. Постојећи модели карактеризације

Сложеност основних шема реакција и висок број појединачних супстанци које доприносе израчунавању фактора карактеризације фотохемијског озона морају се поједноставити у моделирању карактеризације. Постојећи модели карактеризације користе један од два приступа: прва алтернатива је поједностављивање нелинеарног и динамичког понашања шема фотохемијске оксидације моделирањем једне или неколико типичних ситуација у погледу метеорологије, атмосферске хемије и пратећих емисија других загађивача ваздуха. Друга алтернатива је занемарити варијације између појединих VOCs и концентрисати се на приказивање просторних и временских специфичних градова добро представљених у моделу карактеризације. Често се метан третира одвојено од остатка VOCs (који се тада називају неметанским VOCs или nmVOCs) због његовог врло ниског фактора карактеризације који га заиста разликује од већине осталих VOCs. Први приступ је усвојен у моделима карактеризације заснован на концепту РОСР (фотохемијски потенцијал стварања озона) или максимална повећана реактивност (MIR). Други приступ је усвојен у регионално диференцираним моделима који покушавају да забележе нелинеарну природу озонске формације са њеним просторно и временски одређеним разликама [19, 25].

11. Екотоксичности

11.1. Проблем

Пре око 500 година Paracelsus је изјавио да су „све материје отрови; не постоји ниједна која није отров. Права доза разликује отров и лек “. Данашња наука о токсикологији још увек се слаже и придржава се овог принципа, и као последица тога свака емитована супстанца може довести до токсичних утицаја у зависности од броја покретачких фактора:

- емисијска количина (утврђена у LCI);
- покретљивост;
- постојаност;
- образац изложености и биорасположивости и
- токсичност, при чему се последња четири узимају у обзир.

То показује да токсичност није једини параметар који одређује потенцијални екотоксични утицај хемикалије у околини, јер прво мора да досегне и уђе у потенцијални циљни организам. На пример, супстанца може бити веома токсична, али да никад не достигне било који организам због свог кратког века животне средине (на пример брзе разградње) или зато што није довољно мобилна да би се транспортовала у циљни организам и завршила везана за земљу или закопана у седименту, у том случају мало доприноси екотоксичним утицајима. Са друге стране, друга супстанца можда није превише токсична, али ако се емитује у великим количинама и током дужег периода или има јаку еколошку перзистенцију, ипак може да изазове екотоксичан утицај. Хемијске емисије у животну средину ће утицати на екосистеме копнених, слатководних, морских и ваздушних (животиње које лете и пузе), зависно од животних услова на месту емисије и карактеристика емитоване материје. Они могу утицати на природне организме на много различитих начина, узрокујући повећану смртност, смањену покретљивост, смањену стопу раста или репродукције, мутације, промене у понашању, промене биомасе или фотосинтезе и тако даље [1, 4].

11.2 Еколошки механизам

Као што је приказано на слици 17, еколошки механизам екотоксичних утицаја хемикалија у LCA може се поделити у четири узастопна корака:

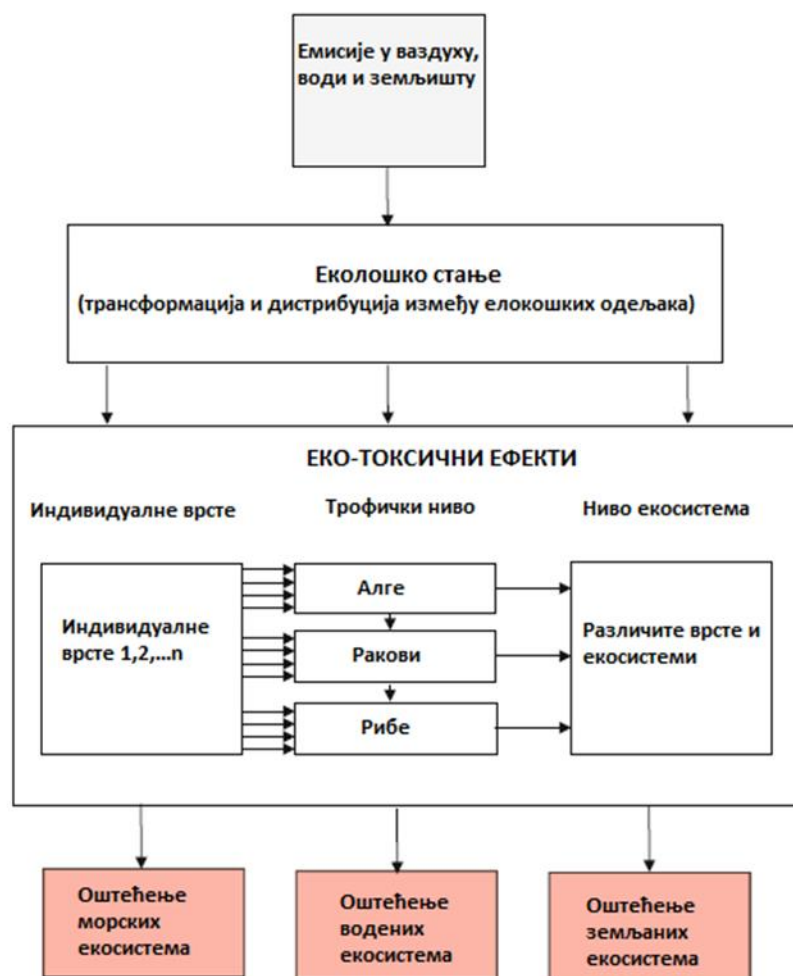
1. моделирање судбине процењује пораст концентрације у датом околном медијуму због количине емисије у инвентару животног циклуса;
2. модел изложености квантификује биолошку расположивост хемикалија у различитим медијумима одређивањем фракције биорасположивости од укупне концентрације;
3. модел ефеката односи се на расположиву количину која има утицаја на екосистем. Ово се обично сматра показатељем средње тачке у LCA, јер се не прави разлика између озбиљности посматраних ефеката (на пример привремени / реверзибилни пад покретљивости и смрт имају исти значај) и,

4. коначно, модел озбиљности (или оштећења) преводи ефекте екосистема на популацију екосистема (биодиверзитет) интегрисани у времену и простору.

Сва четири дела овог механизма заштите животне средине евидентирана су у дефиницији специфичности супстанце и посебног одељка емисије у посебном одељку фактора карактеризације екотоксичности CF_{eco} :

$$CF_{eco} = FF \times XF_{eco} \times EF_{eco} \times SF_{eco}$$

Где је FF фактор судбине, XF_{eco} је фактор изложености екосистема, EF_{eco} фактор ефекта екотоксичности (средња тачка), и SF_{eco} фактор озбиљности екосистема (крајња тачка).



Слика 17. Генерална шема путање утицаја за екотоксичност [25]

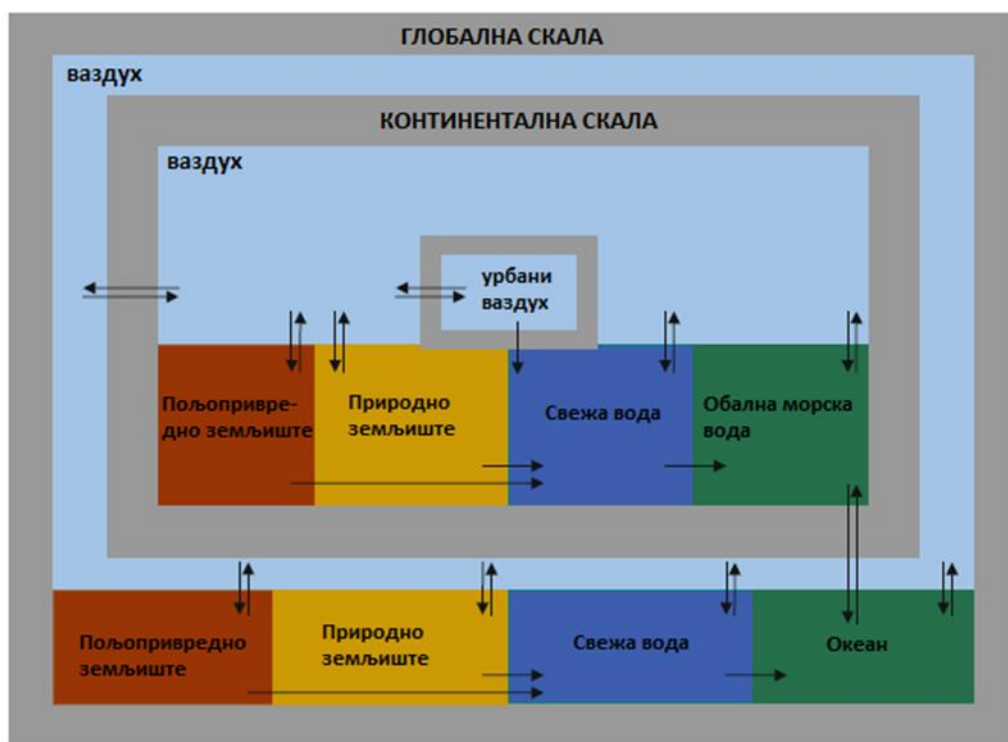
Сваки од ова четири елемента механизма заштите животне средине, а самим тим и фактор карактеризације, описан је у наредним одељцима. Неке методе LCIA такође директно комбинују EF_{eco} и SF_{eco} у један фактор оштећења, директно израчунавајући фактор карактеризације крајње тачке. За карактеризацију средњих тачака, SF_{eco} је једноставно изостављен, а CF_{eco} је тада фактор карактеризације екотоксичности на средини тачке. Метода за процену токсичних утицаја хемикалија у оквиру LCA мора бити у могућности да обухвати веома велики број потенцијално токсичних супстанци у

инвентару у смислу доступних фактора карактеризације. Мора се заснивати и на интеграцији утицаја током времена и простора, јер подаци LCI обично нису просторно и / или временски диференцирани, а фактор карактеризације мора се односити на масу и не захтевати никакве информације о концентрацији материје кад ове информације нису доступне у LCI. Да би био компатибилан са моделом ефекта, модел судбине мора хемијске емисије израчунате у инвентару животног циклуса претворити у повећање концентрације у релевантном медијуму. У карактеризацијском моделирању то води употреби модела судбине који претпостављају стање стабилности.

Модел судбине предвиђа хемијско понашање / дистрибуцију у животној средини која обухвата мултимедију (између медија за животну средину и одељака) и просторни (између различитих зона, али унутар истог претинца или медијума) транспорт између делова околине (ваздух, вода, тло и тако даље). То се постиже моделирањем (термодинамичких) процеса размене, попут поделе, дифузије, сорпције, адвекције, конвекције - представљених као стрелице на слици 18, као и биотичке и абиотске деградације (биодеградација, хидролиза или фотолиза) или уклањања у седиментима. Разградња је важна за већину органских супстанци, али може довести и до токсичних распадајућих једињења. Брзина деградације може се описати временом полуживота материје у медијуму и зависи како од својстава ствари, тако и од окружења као што су температура, инсолација или присуство реакционих партнера (на пример ОН радикали за деградацију атмосфере). Основни принцип који стоји у основи модела судбине је равнотежа масе за сваки одељак, што доводи до система диференцијалних једначина који се решава истовремено, што се може урадити за устаљено или динамичко стање. Попис животног циклуса обично извештава о емисијама као масама које се емитују у део животне средине за одређену функционалну јединицу, али математички однос између стабилног решења за континуирану емисију и временски интегрисаног решења за масу хемикалија испуштаних у животну средину. Слика 18 приказује укупну угнеђену структуру UCE модела који је широко коришћени глобални научни модел консензуса за карактеризацијско моделирање људских и екотоксичних утицаја у LCA [25, 40].

Изложеност је контакт мета и загађивача преко границе изложености за одређено време и учесталост. Модел изложености објашњава чињеницу да није нужно укупна („велика“) хемијска концентрација присутна у околини за изложеност организама. Неколико фактора и процеса попут сорпције, растварања, дисоцијације и спецификације може утицати (смањити) на количину хемикалија доступних изложености екосистему. Такви се феномени могу дефинисати као биорасположивост („слободно доступна за прелазак кроз станичну мембрану организма из медијума у коју организм реагује у одређено време“) и биодоступност („оно што је тренутно биорасположиво плус оно што је потенцијално биорасположиво“). Модел ефекта карактерише део врста унутар екосистема на који ће утицати одређено хемијско излагање. Ефекти су квантитативно описани кривом концентрације-реакције добијене лабораторијским тестом која повезује концентрацију хемикалије са делом тест групе која је погођена (када се користи EC50 - концентрација ефекта која утиче на 50% групе појединаца исте) испитиване врсте у

поређењу са контролном ситуацијом). Захваћени могу значити различите ствари, попут повећане смртности, смањене покретљивости, смањеног раста или стопе репродукције, мутације, промене у понашању, промене биомасе или фотосинтезе. Ово су ефекти који се могу приметити током стандардизованих лабораторијских испитивања екотоксичности, а резултати су специфични за сваку комбинацију супстанце и врста. Токсични ефекти се даље разликују од акутне, субхроничне и хроничне токсичности (укључујући остале подгрупе попут суб-акутне). Акутна токсичност описује штетни утицај након кратког периода излагања, у односу на животни век животиње (на пример < 7 дана за кичмењаке, бескичмењаке или биљке и < 3 дана за алге). Хронична токсичност заснива се на излагању током дужег временског периода који покрива најмање један животни циклус или један осетљив период (на пример 32 дана за кичмењаке, 21 дан за бескраљежњаке, 7 дана за биљке и 3 дана за алге). Када се односи на слатководне екосистеме, поставља се питање шта под тим конкретно мислимо [6].



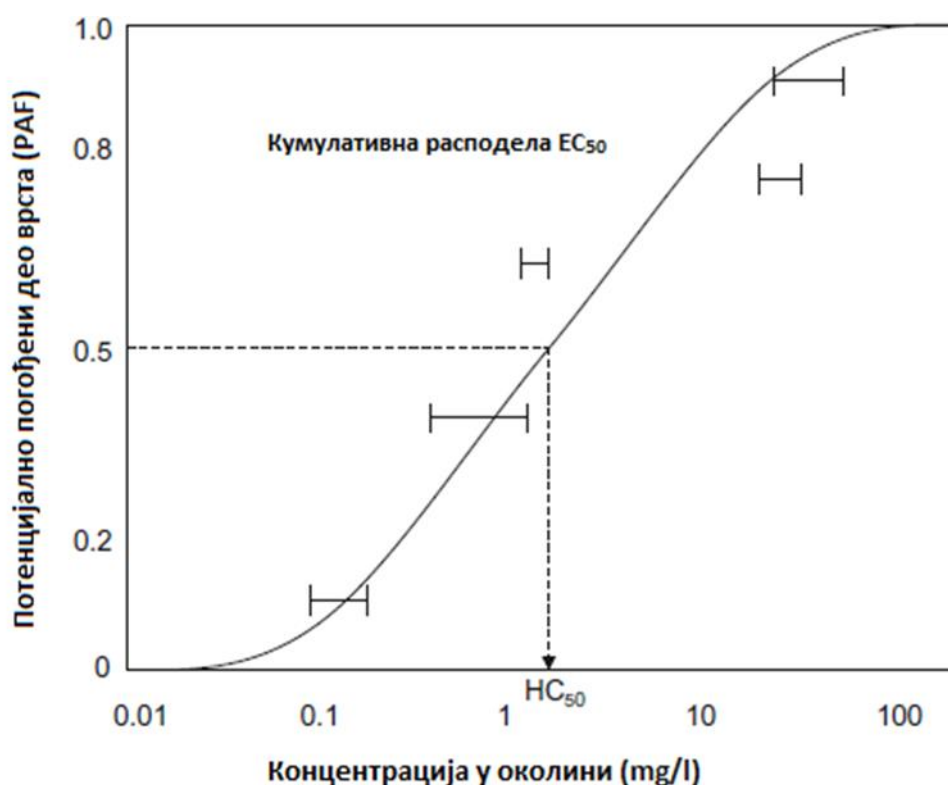
Слика 18. USE-tox модел стања [6]

У LCIA се слатководни екосистем обично види као да се састоји од најмање три трофичка нивоа:

1. примарни произвођачи, претварање сунчеве светлости у биомасу фотосинтезом (фитопланктон, алге);
2. примарни потрошачи, живећи од примарних произвођача (зоопланктон, бекичмењаци, планктивороус рибе) и,
3. секундарни потрошачи на горњем крају воденог ланца хране [5, 25].

Треба напоменути да се тренутно разматрају само утицаји на хладнокрвне врсте у слатководним екосистемима. Није утврђен минимални захтев који трофички ниво треба да буде покривен фактором карактеризације за копнене или морске екосистеме, а расположиве методе се обично екстраполирају из података о слаткој води или се користи релативно мало података доступних директно за ове екосистеме. Често су велике варијације осетљивости на неку супстанцу између различитих врста у слатководном екосистему. Ово је описано кривом расподеле осетљивости на врсте (SSD), која стога представља осетљивост читавог екосистема на неку супстанцу (слика 19). SSD је конструисан користећи одговарајућу геометријску средину свих доступних и репрезентативних вредности токсичности за сваку врсту. Ова крива представља опсег осетљивости на изложеност датој супстанци међу различитим врстама у екосистему, од најосетљивије до најтврђе врсте. Фактор ефекта екотоксичности се затим израчунава помоћу HC50 опасне концентрације код које је 50% врста (у воденом екосистему) изложено концентрацији изнад њихове EC50, према SSD криви. Димензија фактора ефекта је PAF потенцијално погођена фракција врста, док је јединица обично m³/kg. Фактор екотоксиколошког ефекта хемикалије израчунава се као:

$$EF_{eco} = \frac{0.5}{HC_{50}}$$



Слика 19. Крива расподеле осетљивости на врсте (SSD) која представља осетљивост екосистема до хемијске супстанце [6]

Вредност HC50 може се одредити из SSD криве, али често се, погодније, израчунава као геометријска средња вредност EC50 по врстама, респективно:

$$\log HC50 = \frac{1}{N_s} \times \sum \log EC50_s$$

где је n_s број врста.

Модел оштећења, који укључује тежину ефекта, иде још даље дуж ланца узрок-ефекат и утврђује колико врста нестаје (уместо да су „само“ погођене) из одређеног екосистема. Нестанак може бити узрокован смртношћу, смањеном пролиферацијом или миграцијом, на пример [5,6, 25, 32, 40].

11.3. Емисија и главни извори екотоксичности

Хемикалије су главни стуб индустријализоване економије, користе се у готово сваком производу широм света и зато су бројне, користе се у великим количинама и емитују се из готово свих процеса које LCI може садржати. Екотоксичност се веома разликује од било које друге категорије (нетоксични) утицај када је у питању број потенцијално релевантних елементарних токова. Док ниједна друга категорија (неотровност) са изузетком фотохемијског стварања озона прелази 100 доприноса елементарним протоцима (фактори карактеризације), категорије токсичности се суочавају са изазовом да морају да карактеришу неколико десетина хиљада хемикалија са огромним разликама у способности да изазивају токсичне утицаје. CAS регистар тренутно садржи више од 124 милиона јединствених органских и неорганских супстанци од којих отприлике 200 000 може играти индустријску улогу на које се одражава непрестано повећање броја од више од 123.000 супстанци регистрованих у европској бази података о класификацији и означавању која садржи регистрације REACH (регистрација, процена, ауторизација и ограничење хемијских материја) и CLP (класификација, означавање и паковање супстанци и смеша) до сада примљених обавештења Европске агенције за хемикалије. Постојећи модели LCIA покривају око 3000 супстанци за водену екотоксичност [6, 10].

11.4. Постојећи модели карактеризације

Методе карактеризације попут EDIP приказују судбину и изложеност ослањајући се на кључна својства хемикалије која се примењује на емпиријске моделе. Објављени су механички модели и методологије који обрађују судбину, изложеност и ефекте пружања мера кардиналног утицаја. Поред ових метода су и IMPACT 2002 (користи се у IMPACT 2002+) и USES-LCA (користи се CML и ReCiPe). Све ове методе усвајају мултимедијалне моделе са више путева који се користе у околини, користећи механичке ланце узрок-ефекта како би се објаснили судбина, излагање и утицаји у животној средини. Међутим, они се не слажу нужно о начину на који ће се моделирати ови процеси, што доводи до варијација у резултатима LCA студија повезаних са одабиром LCIA методе. На основу опсежног поређења ових модела праћених процесом консензуса науке, развијен је научни модел консензуса USE (модел консензуса о токсичности UNEP/SETAC) са намером да се та ситуација реши представљањем научно договореног консензусног приступа карактеризацији токсичности за људе. Екотоксичност и

слатководна вода. Централне међународне организације су га препоручиле и користиле програм заштите животне средине UNEP. Друштво за токсикологију и хемију околиша SETAC, Европска унија и USE-EPA за карактеризацију људске и екотоксичности у LCIA. Међу постојећим моделима карактеризације на средњој тачки, могу се разликовати три главне групе:

1. механички, мултимедијални модели судбине, изложеност и ефекти;
2. кључни модели делимичних судбина заснованих на својствима и
3. модели не-судбине [4, 32].

Према ISO 14044 (2006), „Карактеризациони модели одражавају механизам заштите животне средине описујући однос између резултата LCI, показатеља категорија и, у неким случајевима, крајњих тачака категорије. Механизам заштите животне средине је укупни процес заштите животне средине у вези са карактеризацијом утицаја. “Зато модели за карактеризацију екотоксичности који спадају у категорије (2) и (3) не испуњавају у потпуности овај критеријум. Саветује се опрез у погледу њихове употребе и најважније интерпретације њихових резултата, која се не сме примењивати без претходног детаљног проучавања њихове документације. Узимајући то у озир, у зависности од циља и обима LCA, они могу и даље бити адекватан избор у неким апликацијама и заиста се могу добро сложити са софистицираним мултимедијским моделима. Моделирање крајњих тачака екотоксичности је још увек у раном стању и потребно је обавити много истраживања пре него што се достигне зрелост. Аутори приручника ILCD LCIA закључили су да „За све три оцењене методе крајњих тачака (EPS2000, ReCiPe, IPACT 2002+) мало је или уопште није усклађено са критеријумима науке и прихватања заинтересованих страна, као целокупним концептом фактора ефекта крајње тачке, при чему метода није одобрена од стране надлежног тела. Ниједна метода се не препоручује за оцену екотоксичности крајње тачке, јер ниједна метода није довољно зрела“. Када се тумаче резултати постојећих метода, важно је имати на уму да многи аспекти нису или су само врло недовољно покривени. То укључује елементе попут земаљске и морске екотоксичности, као и токсичност пестицида на опрашиваче [2, 3, 5].

12. Токсичност за људе

Као што је објашњено у претходном поглављу обе категорије утицаја токсичности имају неколико заједничких ствари, као што су главне емисије и извори, принципи моделирања, структура модела, па чак и неки модели који се користе у карактеризацији су идентични између категорија људске токсичности и утицаја екотоксичности. Примећује се да је модел судбине исти у методама LCIA применом механичког карактеризацијског моделирања, што је већина постојећих метода. Стога ће се овде расправљати само о оним деловима који су специфични за токсичност за људе и који се разликују од екотоксичности [3, 25].

12.1. Проблем

Токсичност за људе у LCA заснива се на основу истих покретачких фактора као и екотоксичност:

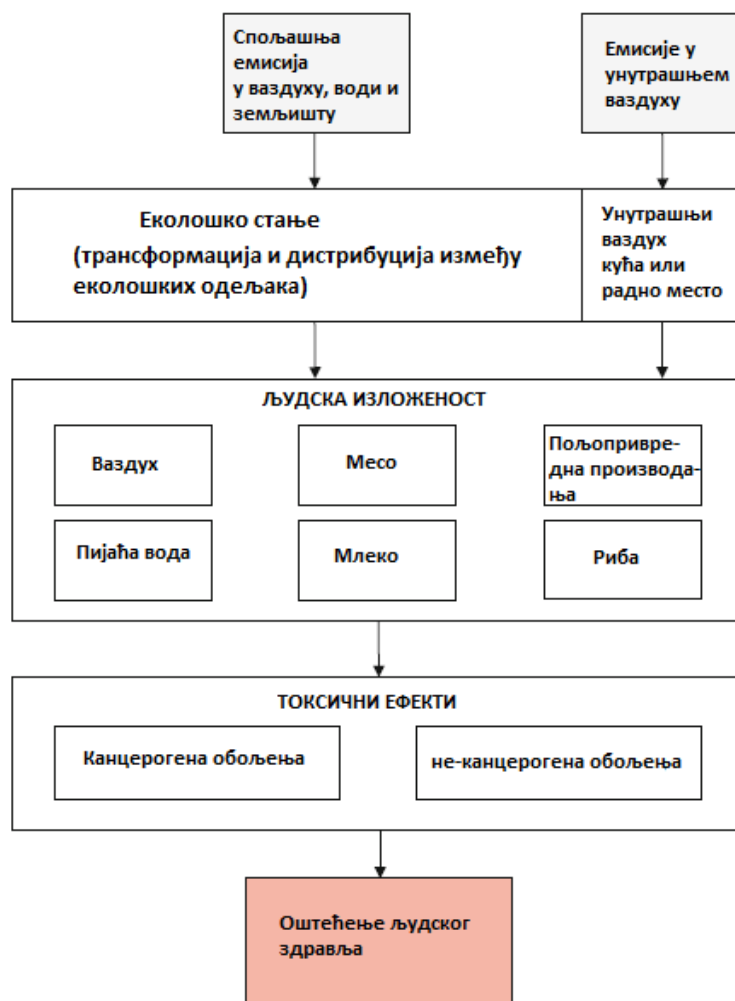
- емитирана количина (одређена у LCI);
- покретљивост;
- постојаност;
- обрасци изложености и,
- токсичност за људе, с тим да се последња четири узимају у обзир фактор карактеризације.

Одговарајући механизми и параметри сигурно су различити и специфични за људску токсичност, посебно за моделирање изложености, где многи фактори који обухватају људско понашање, попут прехранбених навика, утичу на образац изложености људи. Хемијска изложеност људи може бити последица емисија у животну средину које ће утицати на целокупно становништво, али и од многих хемијских састојака у производима који се пуштају током производње, употребе или третмана на крају животног века и тако утичу на раднике или потрошаче. Хемијске емисије су одговорне за или доприносе многим утицајима на здравље, као што је широк спектар болести без рака, као и повећани ризик од рака за хемикалије које су канцерогене [3, 4, 5].

12.2. Еколошки механизам

Моделирање токсиколошких учинка хемикалије која се емитује у животну средину, било да се пушта намерно (пестициди примењени у пољопривреди), као нуспроизвод из индустријских процеса, или случајно, подразумева ланац узрока-последица, повезивање емисија и утицаја кроз четири узастопна корака како је приказано на слици 20. Ланац узрока-последице повезује емисију са резултирајућом масом у деловима животне средине (модел судбине) и на унос супстанце од укупне популације путем путева изложености храни и инхалацији (модел изложености човеку) и резултирајући број случајева различитих ризика за здравље људи упоређујући изложеност са познатим односом доза-одговор за хемијски модел (токсични ефекат) и на крају оштећење здравља укупне популације [5].

На слици 20 је приказана генерална шема путање утицаја за људску токсичност из ЕС-JRC.



Слика 20. Генерална шема путање утицаја за људску токсичност из ЕС-JRC (2011) [5]

У моделирању карактеризација везе овог ланца узрока-ефекта су изражене слично као у наредној једначини, као фактори који одговарају узастопним корацима судбине, изложености, ефеката и штете:

$$CF_{hh} = FF \times XF_{hh} \times EF_{hh} \times SF_{hh}$$

Средњи фактор карактеризације токсичности за људе (број случајева/kg емитованих) изражава токсични утицај на глобалну људску популацију по маси јединице која се емитује у животну средину и може се протумачити као пораст ризика од болести становништва због емисије у одређено окружење. Фактор карактеризације људског здравља на крајњој тачки [DALY/kg емитованих] количински представља утицај на здравље људи у глобалној популацији у годинама прилагођеним инвалидитетом (DALY) по маси јединице која се емитује у животну средину. DALY је статистичка мера године живота становништва које су изгубљене или погођене болешћу (или другим утицајима)

и између осталог их користи Светска здравствена организација. Модел судбине је без изузетка исти као за екотоксичност. Логично је да је окружење у коме се хемикалија транспортује, дистрибуира и трансформише исто, без обзира на то ко ће на њих утицати. Због тога, ради конзистентности, све методе LCIA које покривају токсичност за људе користе исти модел судбине као за екотоксичност, али наравно и различите моделе изложености и ефеката, јер ће то бити специфично за циљни организам (човека или животиње). Модел изложености повезује количину хемикалије у одређеном делу животне средине са уносом хемикалија код људи (стопе излагања). Може се разликовати од директног уноса (на пример дисањем ваздуха и воде за пиће), индиректним уносом кроз процесе биоконцентрације у животињским ткивима (месо, млеко и сир) и унос дермалним контактом. Стаза изложености одређује се као правац који хемикалија пролази из окружења на изложену популацију, на пример кроз ваздух, месо, млеко, воду, поврће или воће. Пuteви изложености могу се даље објединити у начине излагања, попут удисања ваздуха, гутања, укључујући питку воду и друге материје, попут честица тла и дермалног излагања. Модел људске изложености дизајниран је за процену изложености људи токсичним хемијским емисијама применом реалних претпоставки о изложености и прилагођен је да узме у обзир просторне варијабилности. У LCIA изложеност људи увек се процењује на нивоу становништва. Фракција уноса iF израчунава се као продукт судбине и фактора изложености ($iF = FF \times XF_{hh}$ [kg/kg емитованог]) и може се протумачити као удео емисије коју укупна популација узима кроз све руте излагања, или као резултат контаминације хране, удисања и дермалног излагања. Висока вредност, као што је $iF = 0,001$ за диоксине, одражава да ће човек узети 1 део од 1000 масе ослобођене хемикалије. Диоксини су врло ефикасни у излагању људи на које одбија високи удео уноса. За остале хемикалије вредности се обично крећу у распону од 10^{-10} до 10^{-5} . Модел ефекта повезује количину хемикалије коју становништво унесе путем одређеног пута изложености (удисање и гутање, односно, дермални унос нормално није моделиран у LCIA), на токсичне ефекте хемикалије након што је ушла у људски организам и може се тумачити као пораст броја случајева одређеног ефекта на здравље људи (на пример карцинома или не-канцерогена обољења) у изложеној популацији по јединици узете масе [5].

Две класе општег ефекта, канцерогена и не-канцерогена, свака покрива мноштво различитих болести, тако да је ово поједностављење које одражава чињеницу да је веома тешко предвидети многе темељне тачке људске токсичности из лабораторијских животињских кривих доза-одговор код експеримената са тестираним животињама, који су обично основа фактора ефекта. Фактор озбиљности представља неповољно погођене животне године по случају болести (DALY/случај), правећи разлике у тежини инвалидитета узрокованих болестима у погледу година на које су погођене животиње, на пример разликовање смртоносног карцинома и реверзибилне иритације коже. Квантификује се статистички утврђеним изгубљеним годинама становништва (YLL) и година живота са инвалидитетом (YLD) због болести [3, 5].

12.3. Емисија и главни извори токсичности за људе

Емисија и главни извори су идентични као код категорије утицаја екотосичности која је описана у поглављу 11.

12.4. Постојећи модели карактеризације

Поглавље 11. садржи дискусију о постојећим моделима карактеризације, што се у великој мери односи и на категорију утицаја на људску токсичност. Они се могу додати једном индикатору људског здравља, али тада тумачење треба узети у обзир да ово интринзично подразумева једнаку пондерисање између ефеката рака и неканцера (што укључује једнако пондерисање између на пример реверзибилног осипа на кожи и неревверзибилне смрти). Показатељи крајњих тачака људског здравља у USE дати су у јединици за упоредну штету за здравље људи CDU_n у $[DALY/kg \text{ емитованог}]$. У складу са сврхом моделирања крајњих тачака, овај индикатор боље представља разлику у озбиљности коју имају различити ефекати. Када се тумаче показатељи токсичности за људе из постојећих метода, важно је бити свестан да они пружају само показатеље за глобалну изложеност становништва спољним и затвореним емисијама, док токсичност за људе на радном месту или директна изложеност која се односи на употребу производа за потрошаче још увек није покривена USE и другим моделима карактеризације, упркос њиховој великој релевантности. Производи од посебног интереса у овом контексту су козметика, средства за заштиту биља, текстил, фармацеутски лекови и многи други, који могу нарочито да садрже супстанце које имају токсична својства и могу да изазову мутагене, неуротоксичне или ендокрине поремећаје. Ово је предмет сталних истраживања и биће укључени у LCIA методе након што модели постану зрели и оперативни [4, 25].

13. Формирање честица

У постојећим методама LCIA, утицаји на здравље због изложености честицама као категорија утицаја називају се различитим терминима (на пример „честица/респираторна анорганица“ у ILCD, „респираторни ефекти“ у IMPACT 2002+, „критеријуми загађивача људског здравља“ у TRACI или „формирање честица“ у ReCiPe). Иако изазива углавном здравствене ефекте повезане са токсичношћу, изложеност РМ сматра се засебном категоријом утицаја у већини метода LCIA. То се углавном дешава због бројних важних разлика између карактеризације формирања РМ и хумане токсичности. Ове разлике укључују сложену хемију атмосфере која је укључена у стварање секундарне РМ из различитих супстанци, што захтева другачији модел судбине. Различите висине емисије важне су за узети у обзир, користе се глобални подаци за праћење концентрације РМ у ваздуху, а процена учинка заснива се на функцијама реакција на излагање већим делом изведених из епидемиолошких доказа, што за већину токсичних хемикалија није могуће због недостајућих информација о локацијама емисије и изложености или дози одзива [7].

13.1. Проблем

Велики број студија које укључују глобални терет болести (GBD) серијске студије сматрају да је суспендована честица (РМ) водећи стрес у окружењу који доприноси глобалном оптерећењу људских болести (то јест свим болестима широм света) и путем професионалног и кућног излагања, као урбана и рурална експозиција (амбијент). Загађење РМ-ом у околини у 2013. години узроковало је 2,9 милиона смртних случајева и 70 милиона DALY, а загађење РМ домаћинствима из крутих горива 2,9 милиона смртних случајева и 81 милион DALY. Са тим у вези, допринело је у 2013. години са 71% до преране смрти која се може приписати свим факторима животне средине и са 19% до преране смрти која се може приписати свим факторима ризика (укључујући понашања). То значи да је изложеност РМ-у у просеку одговорна за 1 од 5 привремених смрти широм света. Због тога се изложеност РМ-у повезује у епидемиолошким и токсиколошким студијама са различитим штетним утицајима на здравље и смањењем очекиваног трајања живота, укључујући хроничне и акутне респираторне и кардиоваскуларне болести, хроничну и акутну смртност, карцином плућа, дијабетес и штетне исходе рођења. РМ се може разликовати према врсти формације (примарна и секундарна) и према аеродинамичком пречнику (дисање, грубо, фино и ултрално). Примарни РМ односи се на честице које се директно емитују, на пример од друмског превоза, електрана или пољопривредних активности. Секундарни РМ односи се на органске и неорганске честице настале реакцијама супстанци-прекурсора, укључујући азотне оксиде (NO_x), сумпор-оксиде (SO_x), амонијак (NH_3), полухлапљива и испарљива органска једињења (VOC). Секундарне честице укључују сулфат, нитрат и органски угљенични материјал и могу да чине до 50% концентрације РМ у околини. Честице које се могу удисати (PM_{10}) имају аеродинамички пречник мањи од 10 μm , грубе честице ($\text{PM}_{10-2.5}$) између 2,5 и 10 μm , fine честице ($\text{PM}_{2.5}$) мање од 2,5 μm , и ултраfine честице (UFP) мање од 100 nm. $\text{PM}_{2.5}$ се често назива показатељем који најбоље описује компоненту РМ која је одговорна за штетне ефекте по здравље људи [7, 27, 42].

13.2. Еколошки механизам

Карактеризација утицаја на здравље од изложености РМ-у која је повезана са емисијама примарних РМ или секундарних РМ прекурсорских супстанци надограђује се на општи оквир LCIA за карактеризацију емисија загађивача у ваздуху (слика 2). Пут утицаја за ефекат на здравље од емисије РМ приказан је на слици 21 и започиње од примарне емисије РМ или секундарних супстанци претвараача РМ које се емитују у ваздух. Што се тиче категорија токсичности, комбиновање свих фактора од емисије до утицаја на здравље или оштећења даје фактор карактеризације за формирање честица (CF) са јединицама [случајеви болести/kg емитованог] на средњем нивоу (то јест искључујући CF) и [DALI/kg емитованог] на нивоу крајње тачке:

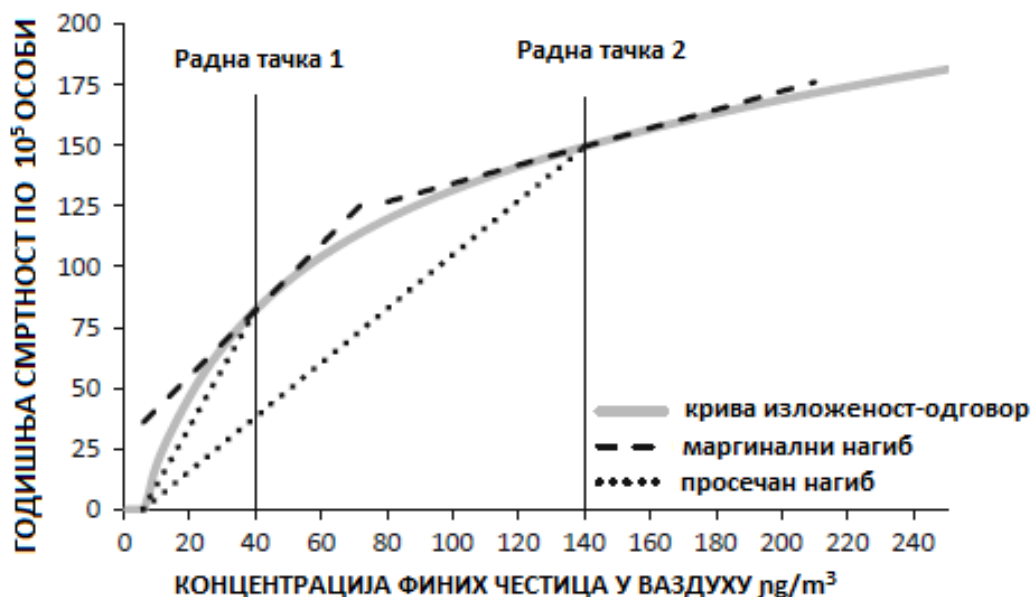
$$CF = FF \times XF \times EF \times SF$$



Слика 21. Шематска путања утицаја и повезане излазне метрике за карактеризацију утицаја на здравље од појединих честица (РМ) изложености у анализи утицаја животног циклуса [5]

Емисије су изражене као маса РМ или претеће супстанце која се испушта у ваздух. Одатле, ударни пут прати различите процесе расподеле унутар и између ваздушних одељака и/или региона (унутрашњи, спољни, урбан и рурални), што доводи до временске интегриране масе РМ -а у различитим ваздушним одељцима и / или регијама. Повезаност временске интегриране РМ масе у ваздуху са масом емитоване РМ или претеће супстанце даје фактор судбине (FF) са јединственим kg у ваздуху, интегрисаним током једног дана по килограму емитованог ваздуха. Одређени део РМ масе у ваздуху накнадно се удише изложеном људском популацијом. Овај удео је изражен фактором изложености (KCF) који описује брзину којом се РМ инхалира са јединицом kg РМ удисаног по kg РМ у ваздуху, интегрисаним током једног дана. Умножавањем FF и KCF добија се кумулативна РМ маса удисана од стране изложене популације по kg РМ или емулзовани прекурсор изражен као фракција људског уноса (iF). Удисање РМ масе може

тада довести до кумулативног ризика популације који се назива очекиваном појавом болести у изложеној људској популацији и обично се процењује на основу концентрације ваздуха у РМ. Однос концентрације РМ у ваздуху и кумулативног ризика популације доводи до фактора изложености реакције или ефекта (EF) код појединачних случајева болести (смрт због ефекта смртности) на kg инхалираног РМ. Коначно, појаве болести преводе се у оштећења здравља људи рачунањем тежине болести изражене као животне године прилагођене инвалидитету (DALI) које укључују смртност и ефекте морбидитета. Повезивање штете за здравље са појавом болести даје фактор озбиљности (CF) са јединицом DALI по случају болести. За карактеризацију утицаја на здравље од емисије РМ или прекурсорских супстанци, неколико аспеката утиче на емисију, судбину, унос и утицај на здравље. Без обзира на конфигурацију моделирања (просторни насупрот архетипском; укључујући или занемаривање затворених извора и / или секундарно формирање РМ и тако даље), главни утицајни аспекти су просторно-временски променљиви обрасци насељености и активности, позадинска концентрација РМ у ваздуху, стопа болести у позадини и озбиљност позадине, локација емисије (на пример затворена према спољашњем или урбана у односу на руралне) и висина емисије, као и потенцијална нелинеарност у односу на изложеност и одговор на специфичну болест. Учинак употребе нелинеарне криве изложености-одговора у прорачуну CF-а након граничног и просечног приступа приказан је на слици 22 за два различита сценарија концентрације позадине, где се разлика између маргиналног и просечног приступа повећава с повећањем позадинске концентрације за криву изложености и реакције линеарног облика [5].



Слика 22. Илустрација употребе нелинеарне криве изложене реакцији на здравље од финог излагања честица са испрекиданим и испрекиданим линијама као приступ за израчунавање маргиналне вредности и просечна (између радне тачке и теоријски минималне концентрације ризика) карактеризација фактора, односно, у различитим позадинским концентрацијама у ваздуху као радним тачкама [27]

13.3. Емисије и главни извори формирања честица

Супстанце које се у различитим поступцима LCIA доприносе здравственим утицајима РМ-а обично су једна или више РМ фракција (PM_{10} , $PM_{10-2.5}$, $PM_{2.5}$) и супстанце претходника РМ (углавном NO_x , CO_2 и NH_3), а у неким случајевима и угљен-моноксид (на пример IMPACT 2002+) или не-метанска испарљива органска једињења (на пример ReCiPe).

Релевантни извори емисије РМ су на пример саобраћај на путевима, стационарне емисије из електрана на угљ/гас-црвене електране или унутарње емисије из сагоревања чврстих горива. Неколико извора емисије су приземни извори (саобраћај на путевима и изгарање у домаћинству), док се за друге сматра да се јављају на вишим нивоима залиха (обично стационарни извори емисије, на пример електране) [27, 42].

13.4. Постојећи модели карактеризације

У LCIA, архетипски сценарији за процену утицаја (урбани, рурални) Се често користе уместо просторних или специфичних сценарија, нарочито када су локације емисије непознате или подаци о судбини, изложености и/или ефекту не омогућавају просторну диференцијацију. Такав архетипски приступ и сродне фракције уноса су предложени од са густином насељености (градска, рурална и даљинска) и висином емисије (приземни, нискоенергетски и високи нивои емисије) као главне одреднице утицаја РМ. Иницијатива за животни циклус UNEP / SETAC основала је радну групу за изградњу оквира за доследно квантификовање здравствених ефеката излагања РМ и за препоруку фактора карактеризације РМ за примену у LCIA са финим честицама ($PM_{2.5}$) као репрезентативним показатељем. Прве препоруке ове радне групе фокусирају се на интеграцију унутрашњег и спољашњег окружења, архетипски приступ најбоље узимајући доминантне разлике између урбаних и руралних подручја и бројна друга побољшања. Већина метода карактеризације LCIA-е која се баве стварањем крутих честица следи оквир описан у овом одељку. Међутим, постоје неке методе које карактеришу утицаје честица као дела утицајне категорије „токсичност на људе“ док већина метода (укључујући све методе развијене после 2010) карактеришу утицаје токсичности на људе од хемикалија и утицаја од честица као засебних категорија утицаја, углавном због разлика у доступним подацима који омогућавају употребу више префињених модела и мање генеричких претпоставки за процену утицаја емисије честица. Најновији модели карактеризације сви оријентисани на оштећења, укључују рад van Zelma (2008.) и других, пружање фактора карактеризације за примарни и секундарни PM_{10} за Европу на основу модела рецептора извора, давање архетипских карактеризацијских фактора за примарне прекурсоре $PM_{2.5}$ и секундарних $PM_{2.5}$ заснованих на америчким подацима и раду van Zelma (2016) предлажући просечне примарне и секундарне факторе карактеризације $PM_{2.5}$ за 56 светских региона на основу глобалног модела атмосферског транспорта. Међутим, ниједан тренутно доступан приступ не укључује затворене изворе, не може разликовати емисионе ситуације на нивоу града или разматра нелинеарну природу расположивих кривих реакција на изложеност, због чега су потребна додатна истраживања за ову категорију утицаја [43].

14. Употреба земљишта

14.1. Проблем

Употреба земљишта односи се на антропогене активности на одређеном подручју тла. Примери коришћења земљишта су пољопривредна и шумарска производња, градско насеље и вађење минерала. Врста коришћења земљишта на одређеном подручју може се препознати по физичкој покривености његове површине, (на пример, усев парадајза расте у отвореним воћнацима или испод пластеника, а вештачке површине са инфраструктуром су израз људских насеља), а отворене јаме су знак вађења руде, стога постоји директна веза између коришћења земљишта и покривања земљишта, која се користи за анализу динамике коришћења земљишта и обрасца промене пејзажа. Тло је огроман ресурс, који доприноси последицама његове употребе по животну средину. Губитак тла заправо се догађа квантитативно са просечним степеном формирања тла изузетно ниским у поређењу са стопом исушивања тла. То такође утиче на квалитативне атрибуте тла, јер се деградација дешава неодрживим праксама управљања за најквалитетнија тла, која су у стању да испуне већу разноликост намене. Пошто је земљиште или површина земљишта у одређено време ограничена, често се јавља конкуренција између корисника ресурса за заузимање истог простора у коришћењу земљишта [26].

Ово покреће сталне промене у коришћењу земљишта. Људске активности, пашњаци, урбана подручја и друге интензивне намене коришћења земљишта у последњим деценијама су се прошириле широм света на штету природних подручја како би се задовољиле потребе нашег растућег друштва за храном, влакнима, животним простором и транспортном инфраструктуром. Такве промене трансформишу копнену површину планете и доводе до великих и често неповратних утицаја на екосистеме и квалитет живота људи. На пример, чишћење шума доприноси климатским променама испуштањем угљеника из земље у атмосферу. Губитак, фрагментација и модификација станишта доводе до опадања биолошке разноликости. Промена употребе земљишта мења хидролошки циклус преусмеравањем река и модифицирањем дела таложења у отицање, инфилтрације и испаривање. Након претварања површине тла, непримерене праксе управљања на земљи с којом доминирају људи такође могу покренути бројне утицаје околине на физичка својства тла. У пољопривредним земљиштима механизована пољопривреда може изазвати сабијање тла што утиче на површинску воду и природну способност тла да уклања загађиваче. Ерозија је такође раширена брига за животну средину интензивних пољопривредних пракси. У урбаним и индустријским областима тло је замењено бетонским површинама и све његове функције су поништене. Миленијумска процена екосистема пружа свеобухватан опис начина на који активности коришћења људског земљишта утичу на биодиверзитет и остваривање еколошких функција [26].

Неки еколошки ефекти коришћења земљишта су:

- смањење биодиверзитета на нивоу екосистема, врста и генетике;

- утицај на локалну и регионалну регулацију климе услед промена у покривању земљишта и алbedo, нпр. тропска крчења шума и пустиња могу локално смањити падавине и,

- регионални пад производње хране по глави становника због ерозије тла и дезертирања, посебно у сувим земљиштима скретање и већим издвајањем слатке воде из река, језера и површинске воде, које ће се користити за наводњавање подручја претворених у пољопривреду.

Активности на коришћењу земљишта (укључујући претворбу земљишта и саму употребу земљишта) наносе значајну штету биодиверзитету и перформансама тла за пружање еколошких функција као што је приказано на слици 23. Ове еколошке функције од којих зависи добробит људи називају се и услугама екосистема, а заједно са губитком биолошке разноликости у фокусу су утицаја категорије LCIA употребе земљишта [26, 43].

14.2. Еколошки механизам

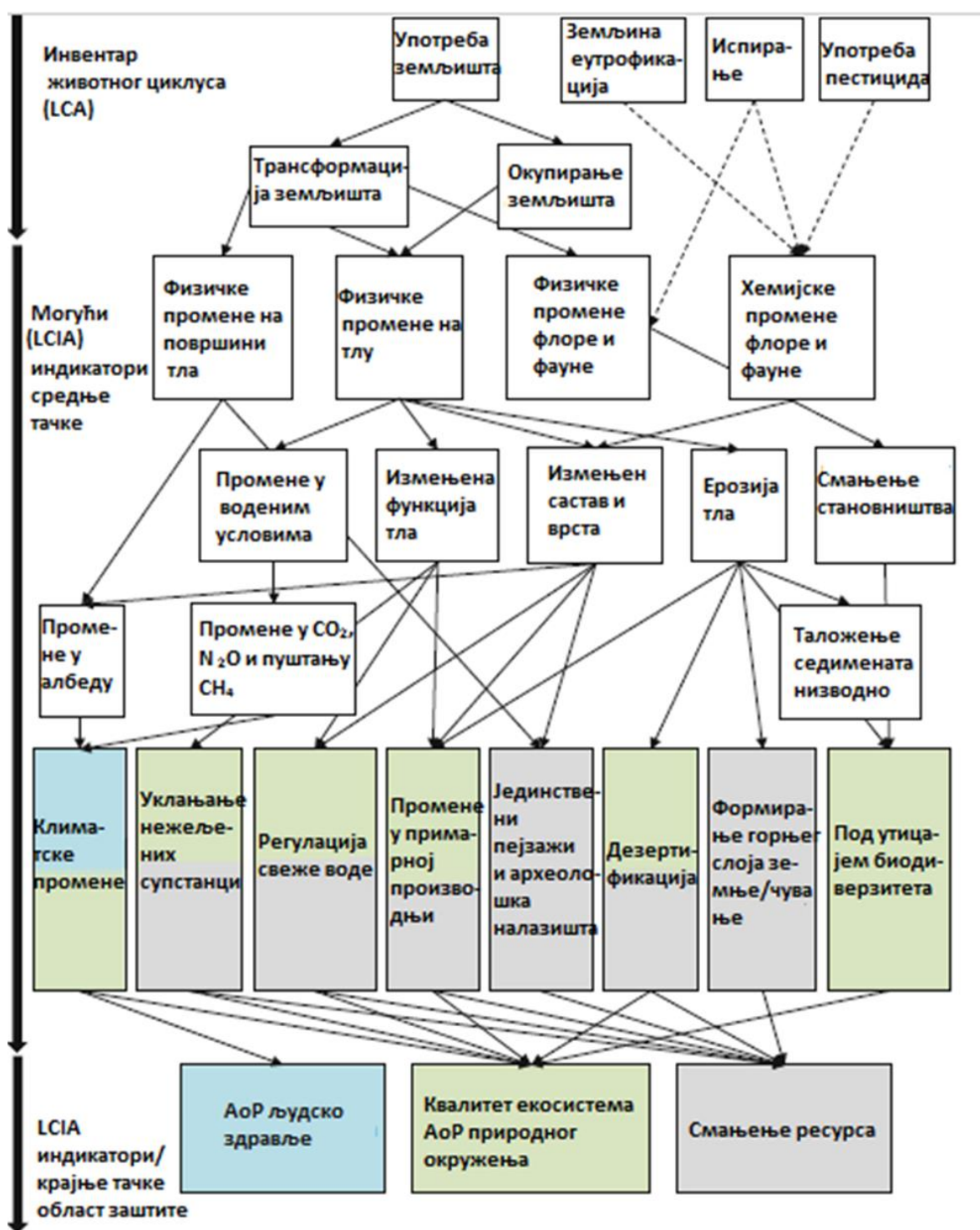
Ова LCIA категорија утицаја коришћења земљишта покрива низ последица људске употребе земљишта, представља базу за сакупљање (или „скупно“) за многе показатеље утицаја.



Не оцењује хранљиве материје, пестициде и било које друге врсте емисије у екосферу које су окарактерисане одговарајућом категоријом утицаја заснованом на емисији (на пример еутрофикација за емисију хранљивих материја, екотоксичност за емисију пестицида). Њихова укљученост у категорију коришћења земљишта довела би до двоструког бројања истог утицаја [44].

Слика 23. Категорија утицаја употребе земљишта је фокусирана на оштећење биодиверзитета који је основа екосистема као и на пружању услуга екосистема због промене земљишта и употребе (Millenium Ecosystem Assessment (2005) [44])

Општи механизам заштите животне средине се може видети на слици 24.



Слика 24. Путања утицаја употребе земљишта; тачкасте стреле показују утицаје покривене категоријама утицаја које су повезане са емисијом и коришћењем воде у случају испирања [из EC-JRC (2011)]. Окупирање земљишта неће узорковати промене али ће допринети продужетку измењених услова [44]

Трансформација земљишта односи се на претварање из једне државе у другу (познату и као промена коришћења земљишта) и окупацију земљишта на коришћење одређеног подручја за одређену сврху (такође познато као коришћење земљишта). Сliku треба прочитати на следећи начин, дајући пример приказаних путања удара: окупација земљишта доводи до физичких промена тла, што доводи до измењене функције тла и утиче на станишта и нето примарну производњу што на крају доводи до оштећења квалитета екосистема [44].

Слика даје добар приказ сложености која је укључена у моделирање употребе земљишта. За неке од представљених утицаја, као што су ефекат загревања услед промене албеда или оштећења пејзажа, модели карактеризације тек треба да буду развијени. Иста врста људске активности може проузроковати различите утицаје на коришћење земљишта у зависности од региона света у којем се активност одвија. Ова варијација је последица снажног утицаја климе, квалитета тла, топографије и еколошког квалитета на величину утицаја. На пример, крчење шуме која се користи у пољопривреди у Амазони има већи утицај у погледу броја угрожених врста од чишћења шума у еколошки сиромашнијој европској регији. Будући да утицаји употребе земљишта зависе од посебних услова на локацији, употреба земљишта се сматра локалном категоријом утицаја у LCA, насупрот другим категоријама утицаја глобалног географског обима, попут климатских промена, чији су утицаји на животну средину (у смислу радијативног присиљавања) независни од локације емисије. Као последица горњег објашњења, методе које се фокусирају на утицај коришћења земљишта треба да обухватају геопросторне податке и у фазама LCI и LCIA. Попис мора садржавати податке о географском положају људске интервенције, са нивоом детаља који може варирати од тачних координата до грубих размера (на пример биоме, земље, континента), зависно од циља и обима испитивања и ако се инвентар односи на предњи план или на позадински систем. У LCIA, фактори карактеризације за одређени индикатор утицаја морају обухватити осетљивост станишта на моделирани утицај. На пример, фактори карактеризације ерозије тла могу укључивати информације о дубини тла на специфичној локацији активности која се процењује, јер ће утицај губитка тла зависити од величине тла. Тања тла су рањивија од дебљих тла. Свака географска јединица регионализованих метода процене утицаја има свој фактор карактеризације. Унутар границе такве јединице, претпоставља се да нека активност покреће исте утицаје на земљиште [44].

14.3. Постојећи модели карактеризације

Карактеризација употребе земљишта у LCA интензивно се расправљала током последњих деценија, али је далеко од утврђивања, јер су праве оперативне методе доступне тек од 2010. године. До тада је употреба земљишта била само инвентар који се броји у јединицама површине заузете и време окупације (m^2 и године) и површине које је трансформисана (m^2), без икаквог повезаног утицаја. Главни разлог за овај „касни развој“ је тај што се утицаји коришћења земљишта ослањају на просторне и временске услове у којима се процењена активност одвија, док је традиционални LCA локално генеричан. Током последњих неколико година, пуштање софтвера и скупова података географског информационог система (GIS) донело је нове могућности у LCA за

моделирање утицаја коришћења земљишта и уопште било које друге просторно зависне категорије утицаја. Данас постоје методе LCIA за процену утицаја на биодиверзитет и утицаја на неколико услуга екосистема. Из дуге листе услуга које пружају земаљски екосистеми (24 признате у међународном програму рада Millennium Ecosystem Assessment international (2005)), LCA се фокусира на оне за које је препознато да су релевантнији за животну средину (то јест образовне и духовне вредности су искључене). Детаљни списак метода је дат у даљем тексту:

- **Утицаји на биодиверзитет:** Биодиверзитет треба сачувати због његове интринзичне вредности. Најчешћи примењени индикатор заснован је на богатству врста, имајући у виду доступност података. Штета од биолошке разноликости обично се изражава у количини губитка биолошке разноликости врсте, било у релативном погледу (потенцијално нестао удео временске површине) или у апсолутном губитку врста. Постојећи показатељи биолошке разноликости су на нивоу крајњих тачака приказан је на слици 24. Пројекат животног циклуса UNEP-SETAC је дао глобале смернице за индикаторе и методе LCIA који су привремено препоручени фактори карактеризације од Chaudhary (2015) представљајући потенцијални губитак врста због коришћења земљишта ради процене утицаја на биолошку разноликост услед коришћења земљишта и промене у употреби земљишта као анализа врућих тачака само у LCA (не за упоредне тврдње и еко-означавање). Даље тестирање CF-а као и развој CF-а за даље врсте коришћења земљишта су потребни како би се пружила потпуна препорука и,

- **Утицај на услуге екосистема:** укључује низ индикатора за функције животног одржавања које екосистеми пружају. Услуге екосистема су једва обухваћене у LCIA и предлози су још увек у почетној фази. Све расположиве методе су на средњој тачки (на слици 24, оквири између LCI и крајње тачке), што значи да поређење или обједињавање штете на биолошкој разноликости до сада није могуће. Недавни нацрт прегледа модела карактеризације коришћења земљишта за употребу у производном и еколошком отиску (PEF/OEF) привремено (то јест „Примењивање са опрезом“) је препоручио LANCA факторе карактеризације за процену утицаја на услуге екосистема. Тренутно постоје LCA методе за следеће услуге екосистема:

- **Биотски производни потенцијал:** способност екосистема да дугорочно производе и одржава биомасу. Доступни индикатори се заснивају на садржају органске материје у тлу (или угљенику), биотској производњи и људско присвајање биотске производње.

- **Потенцијал секвестрације угљеника:** способност екосистема да регулишу климу уносом угљеника из ваздуха. Величина климатског утицаја одређена је количином преноса CO₂ између вегетације / тла и атмосфере током земаљског ослобађања и поновног складиштења угљеника.

- **Могућност регулације слатке воде:** капацитет екосистема да регулишу високи проток и основни проток површинске воде. Доступни индикатори односе се на начин на који систем коришћења земљишта утиче на просечну доступност воде, ризик од

оболевања и суше, заснован на подели падавина између евапотранспирације, инфилтрације подземне воде и клизишта;

- **Потенцијал пречишћавања воде:** механичка, физичка и хемијска способност екосистема да апсорбују, вежу или уклањају загађиваче из воде. Специфична својства тла као што су текстура, порозност и капацитет размене катиона користе се као основа за процену;

- **Потенцијал за регулацију ерозије:** способност екосистема за стабилизацију тла и спречавање накупљања седимената низводно. Ефикасност тла одређена је количином губитка тла и како овај губитак тла смањује резерве тла на терену и како утиче на биотску производњу и,

- **Потенцијал регулације пустиња:** способност сувих земљишта да се одупре неповратној деградацији људског временског оквира. Мулти-индикаторски систем од четири варијабле, а то су климатска суштина, ерозија тла, експлоатација водоника и ризик од пожара, одређује рањивост у смислу дезертификације екосистема.

Категорија утицаја коришћења земљишта вероватно је категорија LCA на коју највише утичу потенцијални проблеми двоструког бројања. То је зато што су методе за емисије и методе за коришћење земљишта развијене под два различита, неспојива приступа. Емисијски модели су одоздо према горе: почетна тачка је основни проток LCI, а модел утицаја поступно описује све механизме који повезују узрок (LCI) са последицом (удар средине или крајње тачке). Насупрот томе, модели коришћења земље су одозго према доле. То значи да се заснивају на емпиријским опажањима стања околине, али нема доказа о повезаности последица и (претпостављеног) узрока. На пример, методе за процену штете од биолошке разноликости заснивају се на базама података врста које су присутне у различитим начинима употребе земљишта. Смањење богатства врста од на пример шума до обрадиве интензивне пољопривредне земље покреће много разлога који се делимично додају једни другима: сеча стабала и замена усева, употреба тракторске и друге пољопривредне механизације, емисија пестицида и ђубрива. Међутим, како и колико сваки од горе наведених разлога доприноси стварном губитку биолошке разноликости који је примећен у пољопривредном земљишту није познат. Развој механичких модела попут оних који се користе за карактеризацију емисија могу потенцијално да реше питање двоструког бројања [45, 46, 47].

15. Употреба воде

15.1. Проблем

Вода је обновљиви ресурс који, захваљујући воденом циклусу, не нестаје. То је ресурс различит од било којег другог из два главна разлога:

1. неопходан је за живот људи и екосистема и
2. њене функције су директно повезане са њеном географском и сезонском доступношћу, јер је превоз (а у мањој мери и складиштење) често непрактичан и скуп.

На нашој планети постоји довољно воде која може да задовољи тренутне потребе екосистема и људи. Око 119.000 km³ се прими сваке године на копну у различитим облицима падавина, од чега се 62% враћа директно у атмосферу испаравањем и транспирацијом биљака. Од преосталих 38% људи користи само око 3%, од чега 2,1% за пољопривреду, 0,6% за индустријску употребу и 0,3% за кућну употребу. Међутим, упркос овим малим фракцијама, и даље постоје важна питања повезана са доступношћу воде. Многе важне реке пресушују због прекомерне употребе (укључујући Колорадо, Жуто и Индус), снажно утичући на локалне водене и копнене екосистеме. Људи се такмиче за употребу воде у неким регионима, што понекад доводи до размене права на воду на тржишту или до тензија између нација. Светско веће за воду је проблем добро описало, изјавивши:

„Данас постоји водена криза. Али криза није у томе да имамо премало воде да бисмо задовољили наше потребе. Криза је због тако лошег управљања водом да милијарде људи, и околина страшно трпе“.

Поред тренутног лошег управљања водом, које је снажно повезано са конкурентском потражњом за људском употребом и екосистемима за ограниченим обновљивим ресурсима, људска потражња се само повећава, наиме због све веће популације и промене исхране (с повећањем потрошње меса). Доступност воде такође се мења услед климатских промена, све веће суше и изолирања, што даље повећава јаз између потражње и расположивости у многим високо насељеним регионима широм света. Будући да проблеми повезани са водом зависе од тога где и када је вода доступна, као и у каквом је квалитету, ти аспекти такође требају бити узети у обзир при процени потенцијалних утицаја употребе слатке воде од стране човека на животну средину (укључујући људско здравље) у LCA [1].

15.2. Еколошки механизам

Пре него што се крене анализа процене потенцијалних утицаја који су повезани са водом, важно је успоставити неке концепте прво:

• **Врсте употребе воде:** Вода се може користити на различите начине, а термин употреба воде представља општи термин који обухвата било коју врсту употребе. Потрошна и деградативна употреба су две главне врсте употребе, а све остале врсте употребе

(позајмљивање, турбиновање, хлађење) могу се дефинисати једним или комбинацијом следећа три појма:

1. **повлачење воде:** „антропогено уклањање воде са било којег водног тела или из било којег дренажног базена било трајно или привремено“;
2. **конзортивна употреба / потрошња воде:** употреба воде тамо где вода испари, или се интегрира у производ или је пуштена на локацији различитој од извора и,
3. **деградативна употреба / деградација воде:** Вода која се повлачи и испушта на истој локацији, али са смањеним квалитетом. Ово укључује све облике загађења: органско, неорганско, термичко [2, 3].

• **Извори воде:** Треба разликовати различите изворе воде јер ће се утицаји од њихове употребе често разликовати. Генерално, разликују се следећи главни извори: површинска вода, подземна вода, кишница, отпадне и морске воде. Неки посебни описи могу обухватати бочасту воду (слана вода са нижим салинитетом од морске воде, углавном између 1000 и 10 000 mg/l) или фосилну воду (необновљива подземна вода);

◦ **Доступност воде:** када се користи као индикатор, ово описује у којој мери људи и екосистеми имају довољне ресурсе воде за своје потребе, уз напомену да „квалитет воде такође може утицати на расположивост, на пример ако квалитет није довољан да задовољи потребе корисника. Ако доступност воде узима у обзир само количину воде, то се назива недостатком воде“. Међутим, овај термин се такође користи за обим обновљиве воде који је доступан у одређеном подручју током одређеног времена, најчешће годишње или месечно током слива (m^3 /годишње или m^3 /месец).

• **Недостатак воде:** Постоје различите дефиниције о недостатку воде, али у LCA се задржава следећа стандардизована: „степен у коме је потражња за водом упоређена са допуњавањем воде у неком подручју, на пример сливник, без узимања у обзир квалитет воде”.

• **Водни базен (који се још назива и дренажни базен):** “Подручје из којег директно површинско отицање падавина гравитира у поток или друго водно тело”. Уопштено, главни слив се узима као референтно географско подручје за дефинисање исте локације, јер су земље често превелике да би представљале локалне водене проблеме, а мањим подручјима би недостајали подаци и релевантност.

Као што је горе споменуто, слатка вода се добија од падавина и један део воде (око 38%) је доступан као "плава вода", или текућа вода коју људи и екосистеми могу користити преко језера, река или подземних вода. Нека слатка вода је такође присутна у дубоким фосилним водосистемима, који се не обнављају (не пуне падавинама) и могу их користити људи ако их испразне. Подземни водни водосистеми могу напунити језера и реке, и обрнуто, зависно о топологији, порозности тла. Површинске воде користе људи, водени екосистеми и копнени екосистеми, док подземне воде могу користити неки копнени екосистеми и људи. Процена утицаја употребе воде на средњој тачки обично се фокусира на ускраћивање воде. Иако се вода обнавља, постоји ограничен износ доступан на неком подручју у било којем тренутку, а различити корисници морају делити ресурс

или се такмичити за њега. Конзумирање одређене количине воде смањиће њену доступност за кориснике низводно и, на пример, може утицати на поновно пуњење подземне воде. Корисници зависно од ове воде могу бити ускраћени и трпети последице. Колико ће они бити лишени зависиће од несташице воде у неком региону (слика 25).



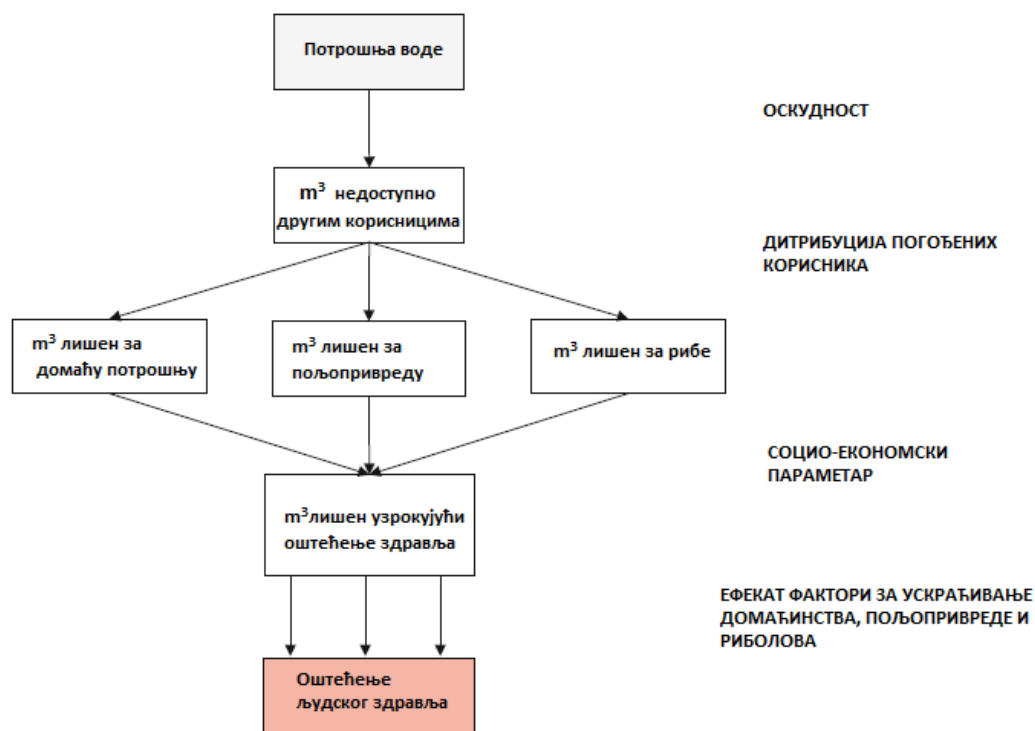
Слика 25. Потенцијални недостатак узоркован потрошњом воде у регији процењује се множењем ове потрошње воде са локалним фактором недостатка воде. Резултат се такође назива отисак оскудице вод [2]

Што је већа потражња у односу на расположивост, већа је вероватноћа да ће корисник бити ускраћен. Овај корисник може бити:

1. људи (садашње и будуће генерације) и
2. екосистеми.

Квантификовање „потенцијала корисника да буде лишен када се потроши вода у некој регији“ је питање на које се обично одговара на средини тачке користећи, на пример, индикатор недостатка (или специфични потенцијал ускраћивања корисника ако постоји), док је процена потенцијалне штете од овог недостатка за здравље људи и квалитет екосистема крајња тачка. На нивоу крајње тачке, процена утицаја употребе воде фокусирана је на последице ускраћивања воде за људе и екосистеме. Што је већи недостатак (и конкуренција између људских корисника), већи је удео додатне потрошње воде који ће лишити другог корисника. Који је људски корисник погођен зависиће од удела сваког корисника воде у неком региону, као и од његове способности да се прилагоди ускраћивању воде. Ако обесправљени корисници имају приступ довољним друштвено-економским ресурсима, могу се прилагодити и обратити се резервној технологији попут десалинизације морске воде или увоза слатке воде како би задовољили њихове потребе. Утицај људске ускраћености се тада премешта искључиво на здравље људи на све категорије утицаја на које утиче коришћење ове резервне технологије. Међутим, ако друштвено-економска средства нису довољна за прилагођавање нижој доступности воде и / или хране, може доћи до ускраћивања. Пошто су потенцијални утицаји повезани са ускраћивањем воде за људе процењене LCA на здравље људи, ускраћивање воде за кућну употребу, пољопривреду и аквакултуру су релевантни. Домаћи корисници који се већ такмиче за воду и немају средства да надокнаде мању доступност воде куповином или технолошким средствима, претрпеће ускраћивање слатке воде, које је повезано са болестима везаним за воду узрокованим

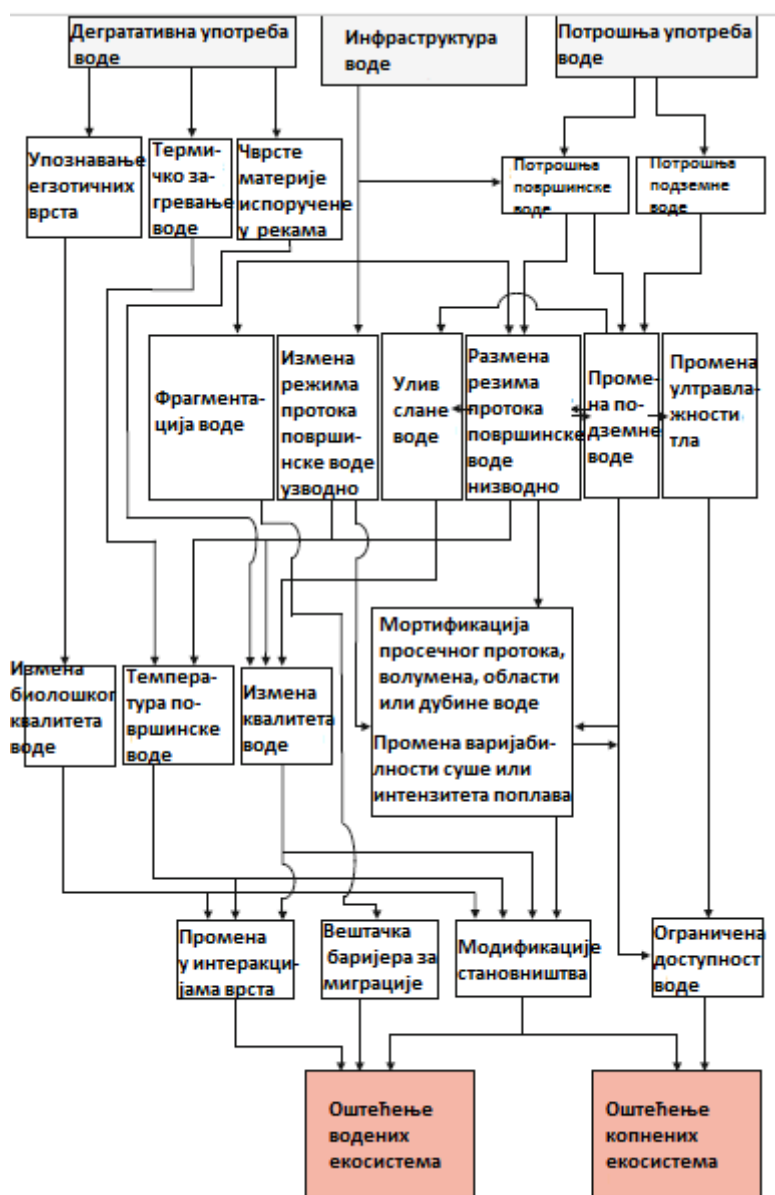
коришћењем неправилних извора воде и променом понашања. Пољопривредни корисници који су лишени воде за наводњавање могу произвести мање, што ће заузврат довести до мање доступности хране, било локално или међународно, путем трговине, што може повећати штету на здрављу повезану са неухрањеношћу. Слично томе, мања доступност слатке воде за аквакултуру или рибарство може смањити снабдевање и такође допринети негативном утицају исхране, мада се показало да је то занемариво у поређењу с недостатком других корисника. Тај пут утицаја, који доводи до штете по здравље људи, приказан је на слици 26 [16, 30].



Слика 26. Путања утицаја од конзумирања воде до ускраћивања воде за људе која води до потенцијалних утицаја на људско здравље у DAL [2]

Конзумирање воде такође може утицати на доступност воде за водене и копнене екосистеме. Ако се река промени или се запремина језера смањи, водени екосистеми имају мање простора за станишта и можда ће се морати прилагодити или претрпети промену густине врста. Будући да су делови воде међусобно јако повезани, конзумирање воде у језеру може утицати на доступност подземних вода и обрнуто, а свака промена расположивости може довести до губитка врста. Конзумирање воде такође може да промени квалитет смањујући, на пример, дубину воденог тела, повећавајући температуру или концентришући нечистоће. Водени екосистеми не зависе само од минималне запремине њиховог станишта, већ и од варијације тока, на који природно утичу годишња доба. Уплитање људи у ову варијанту може такође да проузрокује потенцијални губитак врста. Мрежа подземних вода у неким регионима директно храни корење вегетације, а спуштање нивоа водоносника може значити да краће врсте корена више не достижу свој извор воде. Релевантни механизми сумирани су на слици 27.

Ови путеви утицаја изгледају комплементарно, али потребно је више истраживања како би се утврдило на који начин их треба користити заједно и пружити једну усаглашену методологију [2, 3].



Слика 27. Путања утицаја који утичу на методе квалитета екосистема [3]

15.3. Постојећи модели карактеризације

Индекс напрезања/недостатка (овде се користи наизменично) је средња тачка која се најчешће користи, чак и ако не представља нужно стварну тачку на путу удара свих категорија крајњих тачака. Индекс недостатка заснован је на поређењу између воде која се користи и обновљиве воде на располагању, и представља ниво конкуренције присутне између различитих корисника (у идеалном случају људи и екосистеми). Рани индикатори заснивају се на размерама повлачења и расположивости (WTA) јер су то били тада доступни подаци. Пошто се вода која се повлачи, али пушта у исти слив (у разумном временском оквиру) не доприноси недостатку, појавили су се индикатори који

су се заснивали на размерама потрошње и расположивости (СТА) уместо повлачења, када су потребни подаци постали доступни.

Даљи развој довео је до укључивања потреба за водом у животној средини као дела потражње за водом да би се боље представила потреба за водом од свих корисника, укључујући екосистеме, и заокружена у односу који се предлаже према доступности потражње (DTA) који се предлаже [10].

Из свих ових показатеља изгубљена је једна значајна информација, апсолутна доступност. Коефицијент од 0.5 може указивати да се половина расположиве воде тренутно повлачи, конзумира или захтева, али не обавештава о величини ове количине воде (1 или 1000 m³) Регије се у великој мери разликују у погледу апсолутне доступности воде (или сувоће) и ове информације не треба одбацити само гледањем удела доступне воде која се користи. Током 2016. године, група WULCA предложила је за подручје индикатор доступне преостале воде (доступност минус потражња), AWARE, обрнуто и нормализовано са светским просеком. Распон између 0.1 и 100, овај индекс процењује потенцијал за лишавање другог корисника (човека или екосистема) воде, ослањајући се на релативну количину воде у односу на светски просек, преостале воде по површини након што је задовољена потражња. Што се више преостале воде упореди са просеком, мањи је потенцијал да се лиши другог корисника, и обрнуто.

Треба напоменути да неке средње тачке такође предлажу да укључе аспекте квалитета, омогућујући квантификацију слабије расположивости која настаје и конзумном и деградативном употребом. То се врши или употребом категорија квалитета воде и проценом њихове појединачне оскудице, или путем приступа удаљености до циља, или еквивалентне количине разблажења, у односу на референтни стандард.

Као што је већ споменуто, ускраћивање воде људима може проузроковати здравствену штету ако се троје корисника лиши: домаћинство, пољопривреда или аквакултура/рибарство. Домаћа ускраћеност процењена је на две методе које квантификују раније описане путеве утицаја, било механички, било статистички. Оба дају фактор карактеризације у DALI / m² потрошеном.

Осиромашавање пољопривреде процењена је у три методе. Разлике се темеље на коришћеном фактору конкуренције корисника (оскудици), основним изворима података, параметру на којем ће се заснивати способност корисника да се прилагоде ускраћивању воде или не, израчунавању фактора еволуције и, што је најважније, укључивању или трговинског ефекта, то јест таласања ефекта од ниже производње хране на ниже приходе и земље које увозе [12, 48].

За штету коју коришћена вода штети екосистемима, постоји неколико метода којима се покушава квантификовати део сложених путева утицаја између потрошње воде и губитка врста, односно утицаја на квалитет екосистема. Преглед ових метода припремили су Núñez (2016) који су детаљно анализирали постојеће моделе, претпоставке и доследност. Велика већина њих још увек није нашла свој пут у пракси LCA. Ниједан од ових модела крајњих тачака не користи воду оскудица као параметар

моделирања, а самим тим недостатак не представља "истинску средину" за квалитет екосистема.

Процена утицаја на ресурсе из категорије утицаја, или услуга екосистема, и ресурса, и даље је предмет расправе и развоја. Главно питање које чека је „шта тачно покушавамо да квантификујемо?“ У случају воде, на то се може одговорити на различите начине: ускраћивање будуће генерације, приступ еквивалентан ресурсима или монетализација, али они и даље захтевају даљи развој. Употреба необновљивих извора воде из фосилних водоносника би спадала у ову категорију.

Вода је драгоцен ресурс за људе и екосистеме, а наши покушаји да је заштитимо долазе у различитим облицима и из различитих углова. Постоје бројне иницијативе и индикатори свих врста се појављују редовно и, за сада, непрекидно развија. То се не би требало схватити као проблем или мањи значај за ове показатеље, он једноставно одражава чињеницу да су потенцијални проблеми повезани са водом различити, па тако и приступи за њихово квантификацију и минимизира. Циљ LCA приступа је квантификовати потенцијалне утицаје распоређене људским активностима (производ, услуга или организација) на специфична заштитна подручја. Индикатори који се односе на воду развијени унутар оквира LCA су усклађени са овим циљем, и уложени су напори да се постигне консензус о овим методологијама. Стручна радна група WULC (употреба воде у LCA) иницијативе за животни циклус UNEP-SETAC подстакла је развој и глобалну хармонизацију путем међународног консензуса о методама утицаја/процене утицаја на воду у LCA [35].

16. Употреба абиотских ресурса

16.1. Проблем

Природни ресурси представљају материјални темељ нашег друштва и економије и, парафразирајући дефиницију одрживости од стране комисије за животну средину и развој Уједињених нација (комисија из Брундтланда), оне су као такве темељне за наше способности испуњавања наших потреба као и за могућности будућих генерација да испуне своје потребе. Будући да са сигурношћу не знамо какве ће бити потребе будућих генерација за специфичним ресурсима, а да бисмо поштовали принцип одрживости, морамо осигурати да будућа расположивост ресурса буде што боља у поређењу са стањем тренутне генерације. Потребно је размотрити будућу расположивост за све ресурсе о којима данас знамо и којима располажемо. Дефиниција природних ресурса има антропоцентрично полазиште. Оно што је људима потребно од природе да би се одржало у ресурсима у контексту LCA дефинишу природне ресурсе као "оне чисте који се ваде за људску употребу. Садрже и абиотске ресурсе, попут фосилних горива и минералних руда, и биотске ресурсе, попут дрвета и риба. Они претежно имају функционалну вредност за друштво." Иако су вода и земљиште такође ресурси, њихова употреба узрокује директне утицаје на животну средину. У том погледу се разликују од осталих ресурса и зато се третирају као појединачне категорије утицаја и описују у одвојеним одељцима. Тренутно категорија утицаја коришћења ресурса покрива углавном фосилна горива, минерала и метала [34].

У погледу будуће расположивости ресурса, питање није тренутно вађење и коришћење ресурса, већ исцрпљивање или расипање ресурса. Слично коришћењу земљишта, употреба ресурса може се посматрати из перспективе занимања и перспектива трансформације. Иако се ресурс користи у једну сврху, он није доступан у друге сврхе, па постоји ситуација са конкуренцијом. Када се ресурси користе на начин који олакшава њихову поновну употребу на крају радног века производа, они су и даље заузети и нису одмах доступни у другој употреби, али су у принципу доступне за будућу употребу у друге сврхе. Ово је случај за многе примене метала данас. Перспектива окупације се данас не бави у LCIA ресурсима. Уместо на коришћење ресурса, фокус процене утицаја је обично на губитак ресурса који се јавља током животног циклуса.

Губитак ресурса настаје трансформацијом ресурса када је употреба или потрошна или дисперзивна. Конзулативна употреба ресурса претвара ресурс на начин да више не служи као извор који је био. Пример је употреба фосилних ресурса као гориво, претварање у процес сагоревања у CO₂ и воду. Трансформација која се дешава током дисперзивног коришћења ресурса не губи ресурс, већ га користи на начин који доводи до његовог распршивања у техносфери или екосфери у облицима који су мање доступни људској употреби од изворних ресурса. Дисперзивна употреба се јавља код већине метала [1].

Још увек се води много расправа око питања која забрињавају природне ресурсе и о томе на који начин то треба решити у LCIA. То се може објаснити разликом у функционалним

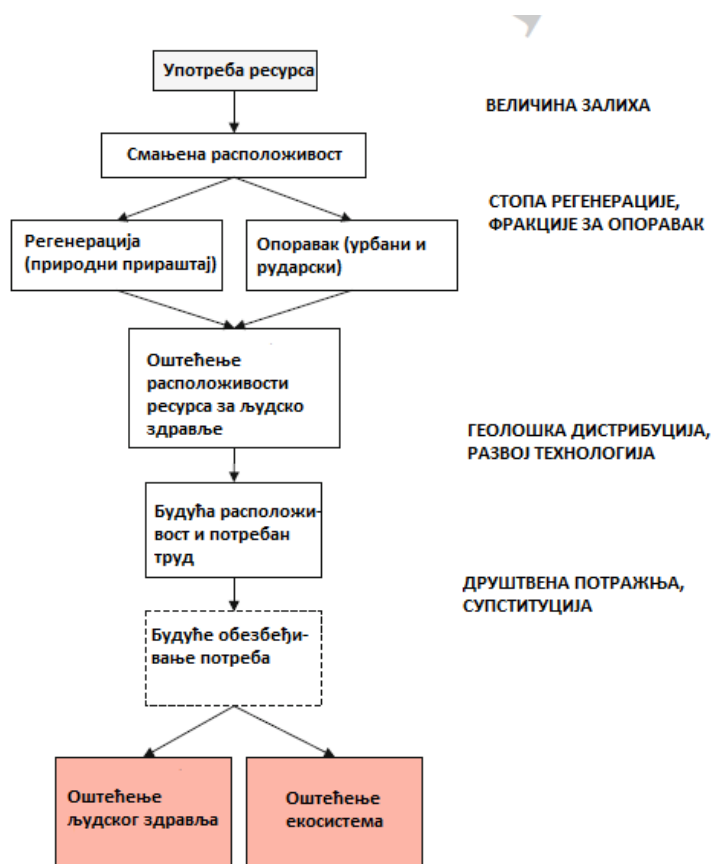
вредностима природних ресурса с једне стране, и унутрашњим или постојећим вредностима других категорија утицаја, процењујући утицај на здравље људи и квалитет екосистема са друге стране. Steen (2006) је сагледао различита схватања проблема с абиотским ресурсима у LCIA:

1. претпостављајући да ће минерски трошкови бити ограничавајући фактор;
2. претпостављајући да је прикупљање метала или других супстанци из ниско-квалитетних извора углавном је питање енергије;
3. претпоставка да је оскудица главна претња и
4. претпоставка да су утицаји на животну средину од ископавања и прераде минералних сировина главни проблем.

Вађење ресурса и њихово претварање у материјале који се користе у системима производа прате употребу енергије и директне емисије које чине сектор вађења сировина важан допринос утицају на животну средину и штетама у многим деловима света. Друге категорије утицаја које се разматрају у LCA и стога се не третирају под категоријом утицаја осиромашења ресурса [10].

16.2. Механизам заштите животне средине

С фокусом на доступност ресурса за садашње и будуће генерације, механизам заштите животне средине може изгледати као што је приказано на слици 28.



Слика 28. Путања утицаја за категорију утицаја смањења ресурса [5]

Претпоставља да се прво ваде ресурси са незгодним и/или јефтиним приступом и са високом концентрацијом или квалитетом. Ово резултира додатним напорима за вађење исте количине ресурса која се може превести у већу енергију или трошкове. Крајња тачка утицаја пута за коришћење ресурса често се оцењује као будуће последице вађења ресурса Schneider (2014) кренуо је даље у корак са разрађивањем новог модела за процену пружања ресурса, укључујући економске аспекте који утичу на безбедност снабдевања и утичу на расположивост ресурса за људску употребу (слика 28) [40].

Неколико класификационих шема за ресурсе, класификујући их према њиховом улагању у абиотске ресурсе (неорганске материјале као што су воду и метали, или органски материјали који нису живи у моменту својих фосилних ресурса) и биотске ресурсе (који живе барем до времена извлачења-њихова екстракција или сакупљање из окружења, а самим тим и настанак у биомаси). Даља класификација се може извршити према способности ресурса да се регенерише и брзини по којој се то може догодити. Овде су ресурси класификовани:

- резервни ресурси постоје као коначна и тикцд количина (резерва) у кугли и не обнављају се (метали у руди) или се регенеришу тако споро да се у практичне сврхе регенерација може занемарити (фосилни ресурси);
- ресурси фонда се обнављају, али могу и даље исцрпљено (удубити залихе ресурса) ако брзина екстракције премашује стопу регенерације, исцрпљивање може бити привремено ако се ресурсу дозволи да се опорави, али може бити и трајно за ресурсе биотског фонда где врсте испод ресурса постају истребљени. Биотски ресурси су извори средстава, али постоје и примери абиотских извора као што су песак и шљунак, где је стопа регенерације толико висока да их је смислено класификовати као средства фонда и,
- ресурси протока се обезбеђују као проток, нпр. сунчево зрачење, ветар и у одређеној мјери слатке воде) и могу се сакупљати јер их смањени ресурси протока не могу глобално искористити, али може постојати локална или временска мала доступност (посебно за свежу воду).

Акцијски ресурси се такође називају необновљивим ресурсима, док се фондови и извори тока заједнички називају обновљивим ресурсима. Ресурси се такође могу класификовати као исцрпни, то јест могу се у потпуности искористити и неисцрпни, који су неограничени [35, 40].

16.3. Постојећи модели карактеризације

Утицаји који настају услед поновне употребе често се деле на три категорије после пута утицаја:

1. методе обједињавања природне поновне потрошње засноване на својственом својству;

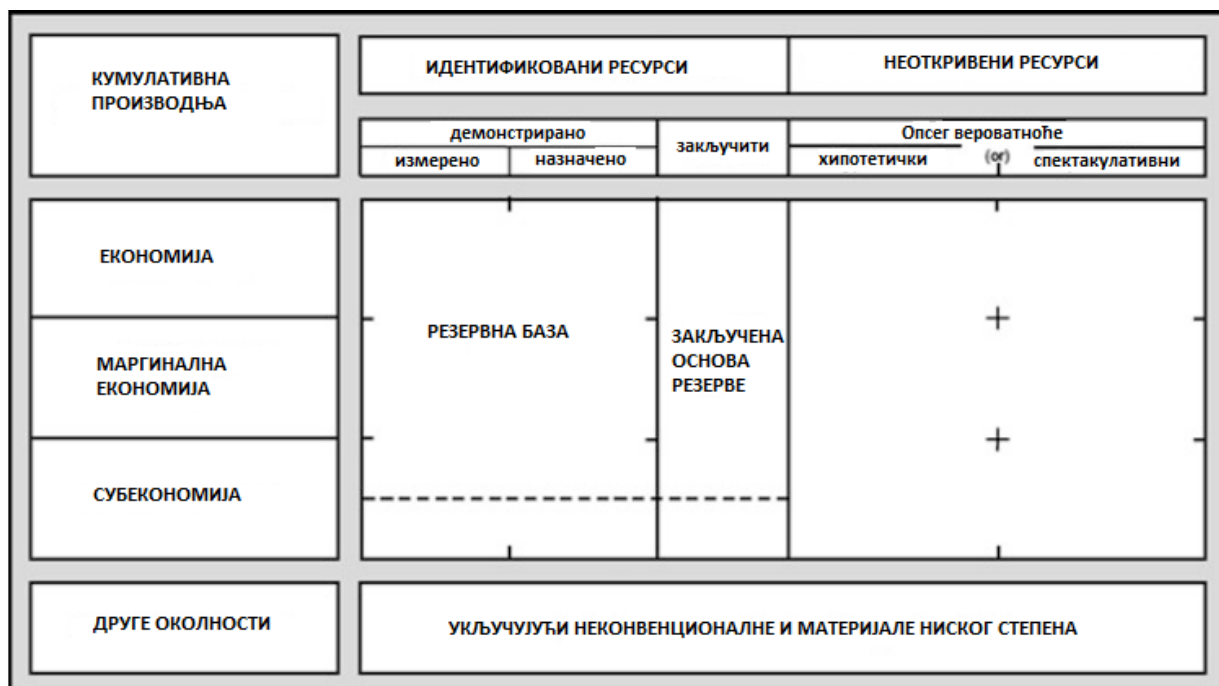
2. методе које се односе на потрошњу природних ресурса са залихама или расположивим ресурсима и,
3. методе које се односе на тренутну потрошња природних ресурса до последица будућег вађења природних ресурса (на пример потенцијално повећана потрошња енергије или трошкови).

Методе категорије 1 фокусирају се, на пример, на exergy (изражавајући максималне количине корисног рада који ресурс може да пружи у свом тренутном облику, енергију и соларну енергију).

Иако су врло обновљиви и захтевају да се утврде, значај губитка енергије за недостатак и будућу расположивост ресурса није занемарљив и зато Европска комисија не препоручује ове методе (EC-JRC 2011). Међутим, потражња кумулативне енергије (CED) метода још увек се често користи као метода обрачуна ресурса у LCA студијама и такође је део различитих свеобухватних метода LCIA као што су CML-IA за фосилна горива, ReCiPe и методом еколошке оскудице. Гледајући употребу ресурса из перспективе одрживости, карактеризација на нивоу средине у механизму заштите животне средине требало би да се бави утицајем на будућу расположивост ресурса за људске активности. Неколико метода категорије 2 то чини укључивањем мере оскудности ресурса, изражене односом између онога што постоји и онога што се издваја, тј. између величине залиха или фонда и величине вађења. Међутим, постоје различите мере за утврђивање величине залиха или фонда који ће се извладити. Терминологија за класификацију залиха у класи према њиховој економској екстрактабилности и да ли су познате или непознате. Резерве су део ресурса који је економски изводљиво искористити тренутном технологијом. Резервна основа је део демонстрираног ресурса који има разуман потенцијал да постане економски и технички доступан ако цена повећања ресурса или ако постане доступна ефикаснија технологија вађења уламатске резерве су ресурси који су расположиви у земљиној кори. Ова резерва процене се односи на количину ресурса која је на крају доступна, процењујући множењем просечне природне концентрације ресурса у земаљској ерупцији са масом коре. У последње време, геолошки ресурс који се може издвојити, такође назван крајњи надокнадиви ресурс и, на крају, резерве које се могу издвојити, такође је усвојен помоћу неколико метода LCIA. Ова врста резерве је количина датог метала у руди у горњој земљиној кори за коју се процењује да се може дугорочно вадити, на пример 0,01%.

Свака процена резерви има предности и недостатке. Резерве су познате и економски су изводљиве за вађење, али овај износ може значајно флукуирати променама цена и открићима нових лежишта. Амерички геолошки институт не извештава о основици о резервама од 2009. године, јер се такође повећава и смањује на основу технолошког напретка, економске флукуације и нова открића. Према томе, базирање карактеризацијских резерва или резервних база има проблем који се мења с временом. Коначне резерве израчунавају се на основу просечне концентрације метала у земљиној кори тако да су стабилније, али то није добар показатељ количине ресурса који се реално може искористити. Коначно, чини се да је геолошки извор који се може издвојити

сасвим извесна процена резерви, али аутори још увек расправљају о томе како га квантификовати.



Слика 29. Класификација ресурса / резерви минерала [49]

Од метода категорије 2 најчешће се користе CML-IA и EDIP. Метода CML-IA за карактеризацију ресурса абиотских залиха дефинише абиотски потенцијал исцрпљивања, ADP са фактором карактеризације на основу годишње стопе екстракције и процене резерве. Код Guinee (2002) укључене су само крајње резерве, али Oers (2002) дефинисали су додатне факторе карактеризације на основу процена резерви и основе резерве. CML-IA који користи процене основа резерве је метода препоручена у ILCD-овом приручнику за LCIA у европском контексту.

Алтернативни приступ инспирисан методом EDIP (Haucshild и Vanzel 1998) темељи процену абиотских залиха на основи резерве и дефише карактеризацију као инверзну то јест као количину основице по особи у свету. За обновљиве ресурсе, карактеристика заснована на EDIP заснива се на разлици између стопе екстракције и стопе регенерације. Ако стопа регенерације премаши стопу екстракције, сматра се да не постоји питање расположивости ресурса, а фактор карактеризације даје вредност 0 [50].

Неки поступци ове последице квантификују као додатне енергетске захтеве: Еко показатељ 99, IMPACT 2002+; неке методе квантификују овај напор као додатне трошкове. ReCiPe и потенцијални вишак трошкова на основу односа између вађења и повећања трошкова, EPS 2000 и метода Stepwise заснована на спремности за плаћање; а неке методе квантификују овај напор као додатни рудни материјал. Показатељем захтева за руду ORI и вишком рудног потенцијала SOP који се користи у LC-IMPACT LCIA методи. Ове методе пате од снажне зависности од прилично несигурних претпоставки о будућој ефикасности и енергетским потребама технологије за рударство и уклањање

нафте, али чини се да боље покривају питање забринутости који обезбеђује снабдевање ресурса будућим генерацијама.

Schneider и остали нарушили су полуквантитативну методу изражену као потенцијал економског недостатка ресурса (ESP) за процену ресурса употреба заснована на процени животног циклуса. Ова метода укључује елементе који се обично користе у дисциплини критичности сировина, попут управљања и друштвено-економске стабилности, трговинских баријера, итд. за које је сваки елемент сведен на распон 0-1.

За металне ресурсе, фактори карактеризације се углавном примјењују на садржај метала у руди, а не на минерал који се вади. Према томе, релевантна информација о залихама је количина метала који се користи као улаз, а не количина минерала. Ово такође описује како базе података животног циклуса (LCI) моделирају елементарне токове минералних и металних сировина. Schneider и остали (2015) разматрају не само геолошки утицај који још није извучен, већ и антропогене залихе у промету производа и робе [51, 53].

Географска скала на којој је релевантно проценити доступност и расположивост ресурса зависи од односа цене и густине / преносивости ресурса. Вага је глобална за вредне и густе залихе и средства која се лако превозе и тиме се тргује на светском тржишту (метали, уље, угаљ, тропско тврдо дрво), док је регионална за мање вредне и/или мање густе залихе и финансирати ресурсе који се користе и ваде регионално (природни гас, песак и шљунак, кречњак) или чак локално [51, 52, 53].

17. Закључак

У овом раду приказане су методе Анализе животног циклуса и детаљно представљена Оцена утицаја животног циклуса као један од корака методологије Анализе животног циклуса. LCA се може користити у различите сврхе у различитим применама. LCA се може користити у сврху развоја производа, побољшања производа, еко-означавања и декларације о еколошким производима. Те сврхе се могу применити у различитим областима, као што су: грађевински сектор, индустријски сектор, пољопривреда, хемија и тако даље.

Један од битних корака у спровођењу LCA представља LCIA. Свеобухватност овог корака представљена је трансформацијом LCI листе у смислене категорије утицаја помоћу сложених еколошких модела. Постоје многе методологије за спровођење LCIA како би се проценио утицај система производа на једноставнији начин који је лако разумети и показати. Методологије су различите у одређеним аспектима, као што су број обухваћених категорија утицаја, број обухваћених материја, модели окружења развијени за фазу карактеризације и коришћени фактори нормализације и агрегације. Главна разлика између LCIA методологија која их значајно разликује је приступ моделирању материје унутар придружене базе података у оквиру сваке методологије, а то су модели приступа средњем и крајњем нивоу. Поред ова два приступа постоји и комбиновани приступ који комбинацијом оба приступа може користи предности сваког од њих. У овом раду је приказана и друга врста методологија која се бави специфичним категоријама утицаја (методологије LCIA са посебном наменом).

Класификација као један од корака захтева значајније разумевање и експертско знање о еколошким утицајима и због тога се типично одређује аутоматски путем софтвера (коришћењем експертских, пре програмираних класификацијских табела) и није задатак који би LCA инжењер требао радити. Карактеризација као један елементарни ток LCA се процењује према степену доприноса утицаја. Нормализација је веома корисна као један од корака. Даје утисак о релевантним величинама потенцијала еколошких утицаја, контролише конзистентност и поузданост резултата и представљање.

Несигурности могу бити важне у LCIA и могу битно да утичу на целокупну несигурност LCA резултата. За неке категорије утицаја, овај утицај може имати већи значај него онај од LCI. Истовремено, круцијално је бити свестан да несигурност утицаја не сме бити разлог њеног искључивања из анализе.

18. Литература

- [1] Huijbregts, M.A.J., Hellweg, S., Frischknecht, R., Hungerbühler, K., Hendriks, A.J.: *Ecological footprint accounting in the life cycle assessment of products*, Ecol. Econ., 2008.
- [2] ISO: Environmental Management — *Life Cycle Assessment — Requirements and Guidelines (ISO 14044)*, ISO, the International Organization for Standardization, Geneva, 2006.
- [3] ISO: Environmental Management — *Water Footprint—Principles, Requirements and Guidelines (ISO 14046)*. ISO, the International Organization for Standardization, Geneva, 2014.
- [4] Hauschild, M.Z., Huijbregts, M.A.J.: *Life cycle impact assessment*. In: Klöpffer, W., Curran, M. (eds.) *LCA Compend — Complet World Life Cycle Assess*, p. 339. Springer, Dordrecht, 2015.
- [5] EC-JRC — European Commission-Joint Research Centre—Institute for Environment and Sustainability: *International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook — Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators*, 1st edn. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italy, 2010.
- [6] Rosenbaum, R.: *Selection of impact categories, category indicators and characterization models in goal and scope definition*, In: Curran, M.A. (ed.) *Chapter 2: Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment*. *LCA Compend — Complet. World Life Cycle Asses*, 2016.
- [7] Fantke, P., Jolliet, O., Evans, J.S., Apte, J.S., Cohen, A.J., Hänninen, O.O., Hurley, F., Jantunen, M.J., Jerrett, M., Levy, J.I., Loh, M.M., Marshall, J.D., Miller, B.G., Preiss, P., Spadaro, J.V., Tainio, M., Tuomisto, J.T., Weschler, C.J., McKone, T.E.: *Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel Guidance Workshop*, Int. J. Life Cycle Assess, 2015.
- [8] Alvarenga, R., Erb, K.-H., Haberl, H., Soares, S., van Zelm, R., Dewulf, J.: *Global land use impacts on biomass production — a spatial-differentiated resource-related life cycle impact assessment model*. Int. J. Life Cycle Assess, 2015.
- [9] Bayart, J.-B., Margni, M., Bulle, C., Deschênes, L., Pfister, S., Koehler, A., Vince, F.: *Framework for assessment of off-stream freshwater use within LCA*, Int. J. Life Cycle Assess, 2010.
- [10] Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., Ministry of Housing SP and E (VROM): *ReCiPe 2008—A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level, 1st edn revised*, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM), 2012.

- [11] de Baan, L., Alkemade, R., Koellner, T.: *Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach*, Int. J. Life Cycle Assess, 2013.
- [12] Bos, U., Horn, R., Beck, T., Lindner, J., Fischer, M.: *LANCA®—Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment*, Version 2.0. Fraunhofer Verlag, Stuttgart, 2016.
- [13] Boulay, A.-M., Bulle, C., Bayart, J.-B., Deschenes, L., Margni, M.: *Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health*, Environ. Sci. Technol., 2011.
- [14] Brandão, M., Milà i Canals, L.: *Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production*, Int. J. Life Cycle Assess., 2013.
- [15] Dewulf, J., De Meester, B., Van der Vorst, G., Van Langenhove, H., Bösch, M., Hellweg, S., Huijbregts, M.A.J.: *Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting*, Environ. Sci. Technol., 2007.
- [16] Benton, M.J., Twitchet, R.J.: *How to kill (almost) all life: the end-Permian extinction event.*, Trends Ecol. Evol., 2003.
- [17] Guinée, J.B., Gorée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J.: *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2002.
- [18] Lindeijer, E., Müller-Wenk, R., Steen, B.: *Impact assessment of resources and land use*, In: Udo de Haes, H.A., Finnveden, G., Goedkoop, M., et al. (eds.) *Life Cycle Impact Assess*, Striving Toward. Best Pract, SETAC, Pensacola, USA, 2002.
- [19] Laurent, A., Hauschild, M.Z.: *Impacts of NMVOC emissions on human health in European countries for 2000–2010: use of sector-specific substance profiles*, Atmos. Environ., 2014.
- [20] Lim, S.S., Vos, T., Flaxman, A.D., Danaei, G., Shibuya, K., Adair-Rohani, H., Memish, Z.A., et al.: *A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study*, 2010.
- [21] Saad, R., Koellner, T., Margni, M.: *Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level*, Int. J. Life Cycle Assess, 2013.
- [22] Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S.: *Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA*, Environ. Sci. Technol., 2009.
- [23] Chaudhary, A., Veronesi, F., de Baan, L., Hellweg, S.: *Quantifying land use impacts on biodiversity: combining species-area models and vulnerability indicators*, Environ. Sci. Technol., 2015.

- [24] Murray, C.J., Lopez, A.D.: *The Global Burden of Disease*. Harvard School of Public Health, World Bank, and World Health Organization, Geneva, Switzerland, 1996.
- [25] Heijungs, R.: Harmonization of methods for impact assessment. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 1995.
- [26] Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S.: *Global consequences of land use*, Science, 2005.
- [27] Forouzanfar, M.H., Alexander, L., Anderson, H.R., Bachman, V.F., Biryukov, S., Brauer, M., Murray, C.J., et al.: *Global, regional, and national comparative risk assessment of behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks in countries, 1990–2013: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2013.*, Lancet, 2015.
- [28] Ridoutt, B.G., Pfister, S.: *A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity*, Glob. Environ., 2010.
- [29] IPCC: Climate change 2014: mitigation of climate change. In: Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A. (eds.) *Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, 2014.
- [30] Lenton, T.M., Held, H., Kriegler, E., Hall, J.W., Lucht, W., Rahmstorf, S., Schellnhuber, H.J.: *Tipping elements in the Earth's climate system*, Proc. Natl. Acad. Sci., 2008.
- [31] Koellner, T., Scholz, R.W.: *Assessment of land use impacts on the natural environment, analytical framework for pure land occupation and land use change*, Int. J. Life Cycle Assess., 2007.
- [32] Henderson, A., Hauschild, M.Z., Van de Meent, D., Huijbregts, M.A.J., Larsen, H.F., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Rosenbaum, R.K., Joliet, O.: *USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties*, Int. J. Life Cycle Assess., 2011.
- [33] WHO: *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*, Bonn, Germany 2006.
- [34] Hoekstra, A.Y., Mekonnen, M.M., Chapagain, A.K., Mathews, R.E., Richter, B.D.: *Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability*, 2012.
- [35] WMO: *Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2014*, World Meteorological Organization, Global Ozone Research and Monitoring Project Report No. 55., Geneva, Switzerland 2014.
- [36] Swart, P., Dewulf, J.: *Quantifying the impacts of primary metal resource use in life cycle assessment based on recent mining data*. Resour., Conserv. Recycl., 2013.

- [37] Apte, J.S., Marshall, J.D., Cohen, A.J., Brauer, M.: *Addressing global mortality from ambient PM 2.5*, Environ. Sci. Technology, 2015.
- [38] Nilsson, J., Grennfelt, P.: *Critical loads for sulphur and nitrogen*, Report from a Workshop held at Skokloster, Sweden, 19–24 March 1988. Environmental Report Copenhagen, Denmark 1988.
- [39] Stumm, W., Morgan, J.J.: *Aquatic chemistry—introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, 2nd edn. Wiley, New York, 1981.
- [40] Schneider, L., Berger, M., Finkbeiner, M.: *The anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) as a new parameterisation to model the depletion of abiotic resources*, Int. J. Life Cycle Assess, 2011.
- [41] Swart, P., Dewulf, J.: *Quantifying the impacts of primary metal resource use in life cycle assessment based on recent mining data*, Resour. Conserv. Recycl., 2013.
- [42] Frischknecht, R., Steiner, R., Braunschweig, A., Egli, N., Hildesheimer, G.: *Swiss Ecological Scarcity Method*, 2008.
- [43] Humbert, S., Marshall, J.D., Shaked, S., Spadaro, J.V., Nishioka, Y., Preiss, P., McKone, T.E., Horvath, A., Jolliet, O.: *Intake fractions for particulate matter: recommendations for life cycle assessment*. Environ. Sci. Technol., 2011.
- [44] Steen, B.A.: *Abiotic resource depletion different perceptions of the problem with mineral deposits*, Int. J. Life Cycle Assess, 2006.
- [45] Mackay, D., Seth, R.: *The role of mass balance modelling in impact assessment and pollution prevention*, In: Sikdar, S.K., Diwekar, U. (eds.) *Tools and Methods for Pollution Prevention*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1999.
- [46] Mila i Canals, L., de Baan, L.: Land use. In: Hauschild, M.Z., Huijbregts, M.A.J. (eds.) Chapter 11: *Life cycle impact assessment. LCA Compend — Complet*. World Life Cycle Assessment, Life Cycle Impact Assess, Springer, Dordrecht 2015.
- [47] Motoshita, M., Itsubo, N., Inaba, A.: *Development of impact factors on damage to health by infectious diseases caused by domestic water scarcity*, Int. J. Life Cycle Assess, 2010.
- [48] Berger, M., van der Ent, R., Eisner, S., Bach, V., Finkbeiner, M.: *Water Accounting and Vulnerability Evaluation (WAVE): considering atmospheric evaporation recycling and the risk of freshwater depletion in water footprinting*. Environ. Sci. Technol., 2014.
- [49] Rugani, B., Huijbregts, M.A.J., Mutel, C., Bastianoni, S., Hellweg, S.: *Solar energy demand (SED) of commodity life cycles*. Environ., Sci. Technol., 2011.
- [50] Gronlund, C., Humbert, S., Shaked, S., O'Neill, M., Jolliet, O.: *Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment*, Air Qual. Atmos. Health 8, 2015.

- [51] Müller-Wenk, R., Brandão, M.: *Climatic impact of land use in LCA — carbon transfers between vegetation/soil and air*, Int. J. Life Cycle Assess, 2010.
- [52] Pennington, D.W., Rydberg, T., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Joliet, O., Rebitzer, G.: *Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice*. Environ, 2004.
- [53] Núñez, M., Civit, B., Muñoz, P., Arena, A.P., Rieradevall, J., Antón, A.: *Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. Part 1: methodological aspects*, Int. J. Life Cycle Assess, 2010.